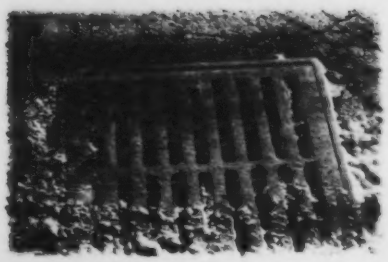
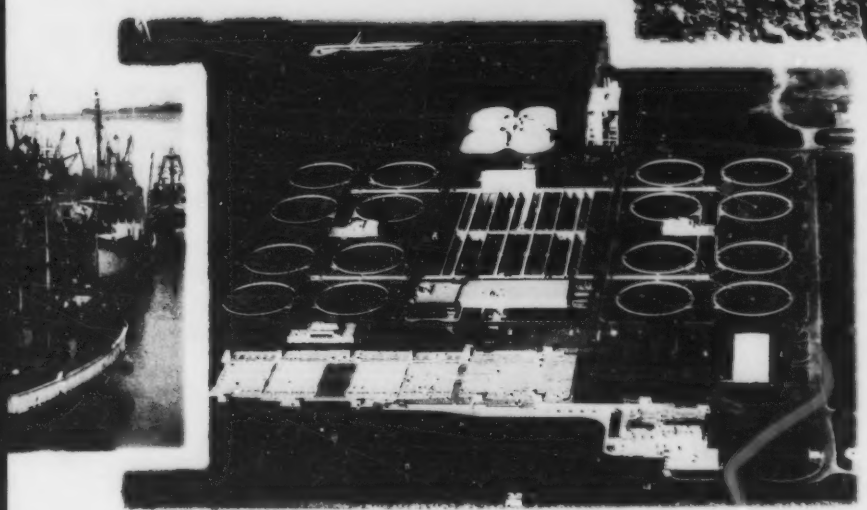
• Reporting on the state of Canada's environment •
contributes to
contribue aux
• Rapports sur l'état de l'environnement au Canada •

État des EFFLUENTS URBAINS AU CANADA





Environnement Canada Environment Canada

Canada

101-06771/

État des EFFLUENTS URBAINS AU CANADA

préparé par :

Bureau des indicateurs et de l'évaluation
Direction générale de la science des écosystèmes
Service de la conservation de l'environnement
Environnement Canada

Données de catalogage avant publication de la Bibliothèque nationale du Canada

Vedette principale au titre : État des effluents urbains au Canada (Rapport sur l'état de l'environnement)

Publié aussi en anglais sous le titre : The State of Municipal Wastewater Effluents in Canada.
Comprend des références bibliographiques.
ISBN 0-662-85554-X
No de cat. En1-11/96F

1. Eaux usées – Aspect de l'environnement – Canada.
2. Eaux usées – Évacuation – Canada.
3. Eaux usées – Qualité – Canada.
4. Eaux usées – Qualité – Gestion – Canada.
I. Canada. Environnement Canada.
II. Canada. Service de la conservation de l'environnement.
III. Coll.

TD526.C3S72 2001 363.72'8463'0971 C2001-980075-4

Exemplaires disponibles gratuitement auprès de :
Bureau des indicateurs et de l'évaluation
Service de la conservation de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa (Ontario) K1A 0H3

Pour de plus amples renseignements :
Téléphone : 1-800-668-6767
Courrier électronique : enviroinfo@ec.gc.ca

Ce document est aussi disponible sur l'internet à la Base d'informations sur l'état de l'environnement canadien : www.ec.gc.ca/soer-ree

©Ministre des Travaux publics et des Services gouvernementaux du Canada, 2001

Photos :
Roches couvertes d'algues : Vincent Mercier
Grille d'égout : Vincent Mercier
Usine de traitement des eaux usées : La ville d'Ottawa
Bateaux de pêche dans le port : DC Corel, photo n° 138003
Saskatoon : DC Corel, photo n° 371046

Remerciements

Ce rapport a été préparé par le Bureau des indicateurs et de l'évaluation d'Environnement Canada, sous la direction de Wayne Bond. La recherche, la rédaction ainsi que l'analyse et l'interprétation des données sont principalement l'oeuvre de Vincent Mercier et Lara Cooper du Bureau des indicateurs et de l'évaluation. Le rapport est basé partiellement sur l'évaluation scientifique d'Environnement Canada de 1997 intitulée « Review of the Impacts of Municipal Wastewater Effluents on Canadian Waters and Human Health », dont les auteurs sont Martine Allard, Judy Busnarda, Patricia Chambers, Catherine Jefferson, Robert Kent, John Lawrence, Jiri Marsalek, Steve Munger, Mark Servos, Sherry Walker et Mike Wong. La rédaction technique a été effectuée par David Francis, de Lanark Communications, et la révision technique par Marla Sheffer.

Nous aimerions exprimer notre reconnaissance aux personnes suivantes, qui font toutes partie d'Environnement Canada, pour leur expertise dans l'élaboration des multiples ébauches de ce rapport : Martine Allard, Donald Bernard, Pierre-Yves Caux, Patricia Chambers, Murray Charlton, Maureen Copley, Richard Dalcourt, Connie Gaudet, Paul Gavrel, Peggy Hallward, Jim Haskill, Kathleen Hedley, Gary Ironside, Catherine Jefferson, Karen Keenleyside, Joseph Keller, Dave Lacelle, Nathalie Laroche, Liz Lefrançois, Kelly MacDonald, Jiri Marsalek, Elaine McKnight, Tom Tseng, Phil Wong et Allan Wood.

Nous aimerions également remercier Dave Lacelle et Valerie Sexton, de la Direction de l'économie environnementale d'Environnement Canada, pour leur expertise et les données fournies sur le traitement des eaux usées, l'utilisation des eaux urbaines et la facturation de l'eau au compteur au Canada, données qui sont extraites de la Base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités; et Martha Guy, consultante au service de l'Institut national de recherche sur les eaux, pour sa contribution aux manipulations de la base de données et son expertise dans l'analyse des charges de contaminants produites par les usines de traitement des eaux usées.

La traduction provient du Bureau de la traduction de Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, et la révision de la version française a été faite par Les Entreprises Hélène Bruyère. Crocodile Communications Inc. et Serge Bédard du Bureau des indicateurs et de l'évaluation ont assuré la mise en page et la conception des graphiques.

Table des matières

Préface ix

Synthèse xi

1. Les effluents urbains : Nature et matières présentes 1
Qu'est-ce que les effluents urbains? 1
Pourquoi les effluents urbains sont-ils préoccupants? 1
Eaux usées urbaines : De l'entrée à la sortie 2
Eaux domestiques 3
Effluents d'usine de traitement des eaux usées urbaines 10
Eaux pluviales et trop-pleins d'égouts unitaires 12
Quelle est l'importance des effluents urbains comme sources de pollution? 14
Facteurs régissant les effets des effluents urbains 16
Volume du rejet 16
Qualité de l'effluent 18
Caractéristiques du milieu récepteur 18
Capacité d'assimilation des eaux réceptrices 19
Climat et saison 20

2. Les effluents urbains : leurs effets sur l'environnement, l'économie et la santé humaine au Canada 21
Les impacts écologiques et leurs conséquences 25
Enrichissement en éléments nutritifs 25
Épuisement de l'oxygène dissous 27
Toxicité directe pour les espèces sauvages 29
Bioaccumulation et bioamplification des contaminants 30
Changements physiques des eaux réceptrices 31
Élévation de la température 31
Augmentation du débit d'eau 31
Augmentation de la concentration des solides en suspension 32
Débris flottants 32

Impacts sur la santé humaine et impacts socioéconomiques 33
Contamination de l'eau potable et maladies d'origine hydrique 33
Dégradation de l'eau et utilisations récréatives de l'eau 35
Contamination des frayères de mollusques et de crustacés 37
Contamination des ressources halieutiques 40

3. Gestion des eaux usées urbaines au Canada 41
Qui gère les eaux usées urbaines au Canada? 41
Gouvernements municipaux 41
Gouvernements provinciaux et territoriaux 41
Gouvernement fédéral 42
Autres 42
Que fait-on pour résoudre les problèmes? 42
Conservation de l'eau : utilisation de compteurs et facturation au volume, et utilisation de technologies qui économisent l'eau 42
Amélioration de l'infrastructure et du traitement des eaux usées 44
Réduction à la source 49
Réalisation de ces changements 49
Problèmes persistants et nouveaux problèmes 52
Vieillissement de l'infrastructure 52
Perturbation des fonctions endocriniennes 52

4. Conclusion 55

Références 57

Glossaire 63

Renseignements supplémentaires 69

Appendice 71

Liste des tableaux

Tableau 1. Comparaison des charges d'éléments nutritifs dans les eaux de surface et les eaux souterraines, pour diverses sources au Canada en 1996 15
Tableau 2. Charges estimées de BPC et de mercure des lacs Supérieur et Ontario, 1991–1992 15
Tableau 3. Effets écologiques et socioéconomiques des effluents urbains 22

Liste des encadrés

Encadré 1. Comment se fait le traitement des eaux usées? 5
Encadré 2. Restauration du lac Érié 26
Encadré 3. Épuisement de l'oxygène dissous dans l'estuaire du Fraser 28
Encadré 4. Les contaminants toxiques et la situation du béluga 31
Encadré 5. Contamination microbienne de l'eau potable au Canada par les trop-pleins d'égout unitaire, les eaux pluviales et les effluents traités inadéquatement d'usines de traitement d'eaux usées urbaines 34
Encadré 6. Les coliformes fécaux : Des indicateurs de la qualité de l'eau 36
Encadré 7. Le tourisme et les eaux d'égout non traitées 37
Encadré 8. Étude de cas sur le port de Halifax : Est-il économiquement avantageux de construire des usines de traitement des eaux usées urbaines? 50

Liste des figures

Figure 1. Sources et devenir des eaux usées urbaines 3
Figure 2. Populations urbaines desservies par des usines de traitement des eaux usées en Colombie-Britannique, dans les provinces des Prairies, en Ontario, au Québec et dans les provinces de l'Atlantique, de 1983 à 1999 (basé sur les municipalités desservies par des réseaux d'égouts urbains) 8
Figure 3. Niveau de traitement des eaux usées urbaines déversées dans les eaux réceptrices côtières et intérieures canadiennes en 1999 (basé sur les municipalités desservies par des réseaux d'égouts urbains) 10
Figure 4. Superficie des terres urbaines et densité de la population au Canada, 1971–1996 17
Figure 5. Utilisation de l'eau dans les municipalités par secteur au Canada, 1999 17
Figure 6. Effet de la facturation résidentielle de l'eau au Canada, 1999 (Source : Adapté d'Environnement Canada, 1999b) 43
Figure 7. Distribution des populations urbaines avec et sans compteur d'eau au Canada, 1991–1999 44
Figure 8. Population urbaine bénéficiant d'un traitement des eaux usées au Canada, 1983–1999 (basé sur la population urbaine desservie par des réseaux d'égouts urbains) 45
Figure 9. Niveaux de traitement des eaux usées urbaines au Canada, 1983–1999 (basé sur la population urbaine desservie par des réseaux d'égouts urbains) 46
Figure 10. Charges totales estimatives de phosphore introduites dans les eaux canadiennes par les usines de traitement des eaux usées au Canada, 1983–1999 46

Acronymes

ASP	Phycotoxine amnestique (Amnesic shellfish poison)
PGO	Pratique de gestion optimale
DBO	Demande biochimique en oxygène
SPC	Sous-produit de chloration
TEU	Trop-plein d'égout unitaire
DSP	Phycotoxine diarrhéique (Diarrhetic shellfish poison)
MUD	Base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités
UTEUU	Usine de traitement des eaux usées urbaines
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
BPC	Biphényle polychloré
PSP	Phycotoxine paralysante (Paralytic shellfish poison)
EE	État de l'environnement
THM	Trihalométhane
TSS	Total des solides en suspension

Préface

Les Rapports sur l'état de l'environnement (REE) d'Environnement Canada répondent à deux grands besoins : fournir aux Canadiens des informations à jour et précises, de façon non technique, sur les questions environnementales du moment, et encourager l'utilisation de la science dans l'établissement des politiques et la prise de décisions. En examinant les questions environnementales importantes, ce rapport tente de répondre à quatre questions :

- **Qu'arrive-t-il à l'environnement?** Autrement dit, comment les conditions et les tendances de l'environnement changent-elles?
- **Pourquoi cela se produit-il?** Autrement dit, comment les activités humaines causent-elles les changements observés dans l'environnement?
- **Pourquoi est-ce important?** Autrement dit, quelles sont les conséquences pour les écosystèmes, le bien-être économique et social et la santé humaine?
- **Que fait-on à ce sujet?** Autrement dit, comment la société réagit-elle à ces préoccupations par l'intervention du gouvernement, les changements dans l'industrie et les initiatives volontaires pour chercher à atteindre la durabilité écologique?

Parce qu'il tente de répondre à ces questions et qu'il satisfait aux directives du programme de déclaration REE du gouvernement fédéral en ce qui concerne le contenu et la présentation, tel qu'approuvé par les cinq ministères chargés des ressources naturelles[1], ce Rapport, *État des effluents urbains au Canada*, porte le sigle REE.

[1] Ces cinq ministères sont : Agriculture et Agroalimentaire Canada, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, Ressources naturelles Canada et Santé Canada.

Ce Rapport est conçu principalement pour les décideurs de tous les niveaux de gouvernement et de l'industrie privée, y compris les conseillers municipaux, les gestionnaires de l'eau et des eaux usées, et les urbanistes, pour les aider à prendre des décisions éclairées dans la gestion des eaux et des eaux usées urbaines. Il sert également à informer les Canadiens intéressés, tels que les membres d'organisations non gouvernementales et de groupes communautaires, les éducateurs et les étudiants ainsi que les médias, sur la situation et les tendances de l'un des principaux problèmes environnementaux du Canada, celui des rejets d'effluents urbains. Ces rejets, qui sont des rejets d'égout séparatif et d'eaux pluviales, sont, en volume, l'une des plus grandes sources de pollution anthropique des eaux canadiennes.

L'*État des effluents urbains au Canada* est partiellement basé sur une étude scientifique exhaustive effectuée par Environnement Canada pour déterminer les causes, la nature et l'étendue des impacts des effluents urbains au Canada (Environnement Canada, 1997)[2]. Cette étude a été faite en coopération avec le Conseil canadien des ministres de l'Environnement afin d'évaluer les impacts des eaux usées sur l'environnement. L'évaluation scientifique a été publiée en 1997 (Chambers et al., 1997). Cette étude scientifique a été mise à jour par la suite dans une synthèse préparée pour les cadres supérieurs d'Environnement Canada en octobre 1999 (Environnement Canada, 1999a).

[2] Environnement Canada. 1997. Review of the Impacts of Municipal Wastewater Effluents on Canadian Waters and Human Health. Direction générale de la science des écosystèmes, Service de la conservation de l'environnement. Préparé pour le Conseil canadien des ministres de l'Environnement.

Synthèse

Le présent Rapport, *État des effluents urbains au Canada*, décrit exhaustivement les sources et la nature des contaminants introduits dans les réseaux d'égouts urbains, le degré de traitement des eaux usées urbaines au Canada, la grande variété d'impacts que les effluents urbains peuvent avoir sur la qualité de l'eau et sur la vie végétale et animale, ainsi que les conséquences de ces impacts sur la santé humaine et les utilisations bénéfiques de l'eau, telles que la récolte de crustacés et de mollusques et les activités récréatives. Le Rapport conclut en examinant comment les eaux usées urbaines sont gérées au Canada et ce que notre société fait pour améliorer la qualité des effluents afin d'en atténuer les effets nocifs. Il examine également les grands problèmes naissants, tels que les dangers potentiels de perturbation endocrinienne associés aux substances toxiques présentes dans les eaux usées urbaines. On remarquera toutefois que le Rapport ne traite que des effluents et n'examine pas les questions connexes liées à la manipulation et à l'élimination des boues produites par les usines de traitement des eaux usées.

Les effluents urbains sont, en volume, l'une des plus grandes sources de pollution des eaux canadiennes. Ils sont constitués par les rejets des égouts séparatifs et les eaux pluviales, et peuvent contenir du sable, des débris, des solides en suspension, des pathogènes, des déchets organiques en décomposition, des éléments nutritifs et environ 200 substances chimiques répertoriées.

En 1999, parmi les Canadiens desservis par des réseaux d'égouts, 97 % bénéficiaient d'un traitement des eaux usées, alors que les eaux d'égout brutes de 3 % de la population étaient directement rejetées dans les eaux canadiennes. Les eaux d'égout non traitées étaient rejetées plus fréquemment dans les eaux côtières que dans les eaux intérieures. Le Canada a augmenté sa capacité de traitement des eaux d'égout durant les quinze dernières années. Le degré du traitement est à la hausse, 78 % de la population desservie par des égouts en 1999 bénéficiant de traitement secondaire et tertiaire, comparativement à 56 % en 1983.

Les eaux usées urbaines ont un certain nombre d'impacts sur le milieu aquatique canadien :

- une augmentation du niveau des éléments nutritifs, qui entraîne souvent une prolifération d'algues;
- un appauvrissement en oxygène dissous, qui cause parfois des mortalités massives chez les poissons;

- la destruction de l'habitat par les sédiments, les débris et l'augmentation du débit d'eau;
- la toxicité aiguë et chronique causée par les contaminants chimiques, ainsi qu'une bioaccumulation et une bioamplification des substances chimiques aux niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire.

On estime que les problèmes de santé liés à la pollution de l'eau coûtent 300 millions de dollars par année au Canada. La santé des Canadiens peut être menacée par la consommation d'eau potable contaminée par des bactéries, des protozoaires (tels que *Giardia* et *Cryptosporidium*) et plusieurs autres substances toxiques si des effluents urbains sont rejetés sans traitement ou avec un traitement inadéquat. Elle est également menacée par la consommation de poissons, de crustacés et de mollusques contaminés et par les activités récréatives dans des eaux contaminées.

Les impacts économiques de la pollution de l'eau peuvent être attribués en partie à la pollution par les égouts. Les côtes canadiennes font vivre une industrie des mollusques et crustacés dont la valeur au débarquement a dépassé 1 milliard de dollars en 1997. Toutefois, en Colombie-Britannique, au Québec et dans les provinces de l'Atlantique, cette industrie pourrait ne pas atteindre son plein potentiel parce que de grandes zones sont interdites pour les récoltes, partiellement en raison de la contamination par les eaux d'égout. Les effluents urbains sont également partiellement responsables d'une perte de recettes touristiques de plusieurs millions de dollars résultant de la disparition d'activités récréatives quand des plages sont fermées et d'autres utilisations bénéfiques de l'eau touchées par des restrictions.

L'utilisation excessive de l'eau au Canada accroît les besoins en eau et en capacité de traitement des eaux usées et réduit l'efficacité de ce traitement. La facturation de l'eau au volume consommé est une méthode efficace pour en réduire l'utilisation. Au Canada, les habitations équipées d'un compteur d'eau en ont utilisé environ 288 litres par personne par jour en 1999, comparativement à 433 litres par personne par jour pour les habitations facturées à tarif fixe. Le pourcentage des populations urbaines dont l'eau est fournie au compteur est passé de 52,6 % à 57,0 % entre 1991 et 1999.

Nombre de collectivités se sont également améliorées durant la dernière décennie en prenant conscience de l'existence des problèmes de pollution résultant des débordements d'égouts pluviaux et d'égouts unitaires et en prenant les mesures nécessaires. En général, les normes canadiennes actuelles en matière de gestion des eaux usées urbaines se comparent bien avec celles de tout autre pays. Cependant, il demeure des collectivités sans installation de traitement des eaux usées urbaines et l'infrastructure existante se dégrade dans bien des régions du pays. Même dans les régions où le traitement des eaux usées urbaines est poussé, des substances toxiques, dont bon nombre peuvent avoir des conséquences écologiques inconnues, pourraient être rejetées dans l'environnement. Par exemple, les substances entraînant la perturbation des fonctions endocriniennes peuvent ne pas être éliminées par les systèmes de traitement des eaux usées. On sait que ces substances perturbent ou simulent les hormones naturelles et peuvent avoir un impact sur la croissance, la reproduction et le développement de nombreuses espèces sauvages.

1 Les effluents urbains : Nature et matières présentes

Qu'est-ce que les effluents urbains?

En termes simples, les effluents urbains sont les déchets liquides issus des égouts et des usines de traitement des eaux usées urbaines (UTEUU). Ces déchets sont de deux types : les *eaux domestiques*, qui proviennent des habitations, des entreprises, des établissements et des industries, et les *eaux pluviales*, qui proviennent de la pluie ou de la fonte des neiges, s'écoulent des toits et ruissellent sur les pelouses, les routes et autres surfaces urbaines. Les eaux domestiques sont généralement traitées avant d'être rejetées dans un plan d'eau. Les eaux pluviales, quant à elles, sont généralement rejetées sans traitement, bien que la capacité de traitement des eaux pluviales se soit améliorée dans bon nombre de collectivités durant la dernière décennie.

Depuis le milieu des années 1950, la plupart des collectivités du Canada se sont dotées de réseaux séparatifs pour les eaux domestiques et les eaux pluviales, mais dans les quartiers plus anciens, les eaux domestiques et les eaux pluviales sont souvent transportées par un même égout unitaire. Si celui-ci est relié à une usine de traitement des eaux usées, comme c'est généralement le cas, les eaux pluviales sont traitées avec les eaux domestiques. Toutefois, les orages violents peuvent surcharger les installations de traitement et le trop-plein des eaux usées brutes est rejeté par le système directement dans le plan d'eau récepteur sans passer par l'usine de traitement.

Pourquoi les effluents urbains sont-ils préoccupants?

Les effluents urbains sont préoccupants non seulement à cause des nombreux polluants qu'ils contiennent généralement, mais également à cause de leur volume. En fait, les rejets d'eaux usées urbaines sont, en volume, l'un des plus importants rejets du pays : selon des estimations faites en 1999, ils représentent à eux seuls 14,4 millions de mètres cubes par jour d'eaux usées traitées par 1 118 municipalités (Environnement Canada, 1999b).

Les effluents urbains peuvent contenir :

- *du sable, des débris et des solides en suspension,* qui peuvent atténuer la couleur de l'eau, la rendre impropre aux utilisations récréatives, domestiques et industrielles, et même étouffer et contaminer la vie végétale et animale au fond du plan d'eau récepteur;
- *des pathogènes (p. ex., bactéries et virus),* qui peuvent rendre l'eau impropre à la consommation, à la baignade et à d'autres usages récréatifs, et contaminer les crustacés et les mollusques;
- *des déchets organiques en décomposition,* qui épuisent l'oxygène dissous dans l'eau et menacent la survie du poisson et d'autres organismes aquatiques;
- *des éléments nutritifs,* qui stimulent la croissance des algues et d'autres végétaux aquatiques de façon excessive, ce qui produit des odeurs désagréables et crée des problèmes esthétiques, réduit la biodiversité et, dans certains cas, entraîne une contamination toxique des crustacés et des mollusques;
- *environ 200 produits chimiques répertoriés différents,* dont un grand nombre peuvent être la cause d'une toxicité aiguë ou chronique dans les organismes aquatiques et poser un risque pour la santé des humains. Beaucoup de ces produits chimiques peuvent avoir des effets à long terme sur l'environnement, car ils ne se décomposent pas facilement et ont tendance à s'accumuler dans les organismes aquatiques ou terrestres par l'intermédiaire de la chaîne alimentaire.

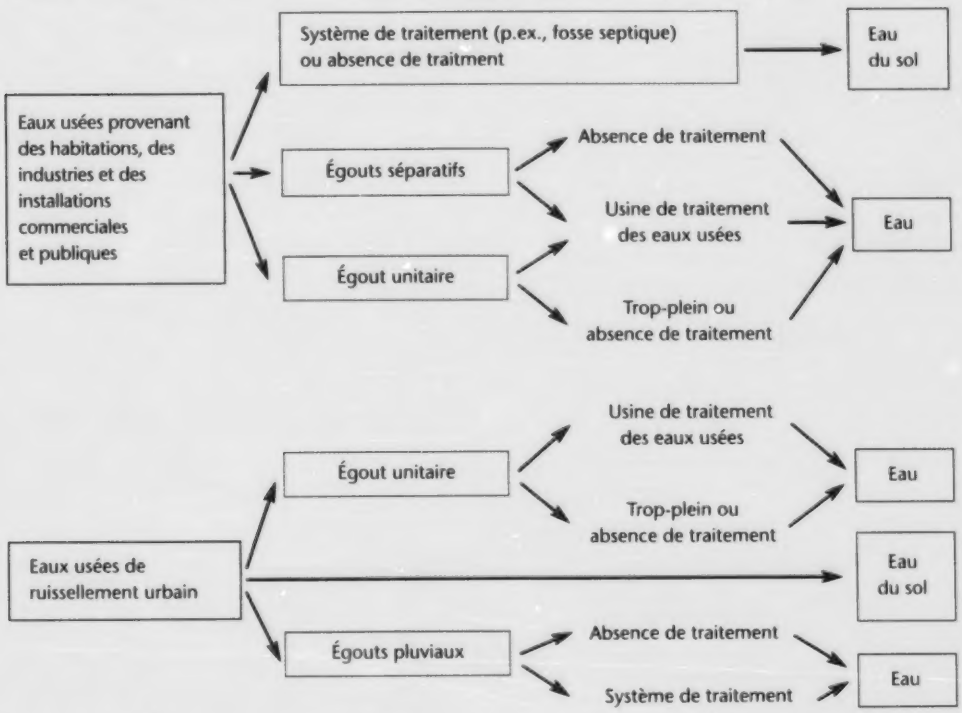
Les quantités de ces contaminants peuvent être élevées dans les eaux d'égout, les eaux pluviales et les trop-pleins d'égout unitaire non traités, mais même les eaux d'égout traitées peuvent encore contenir des substances nocives, bien qu'en quantités plus faibles que dans les eaux d'égout brutes.

Les coûts sociaux et économiques liés aux effluents urbains (fermeture de zones de pêche et de plages, perte de recettes touristiques, ou prise de mesures de traitement supplémentaires avant que l'eau puisse être utilisée à des fins domestiques ou industrielles) peuvent être considérables.

Eaux usées urbaines : De l'entrée à la sortie

La figure 1 représente les divers trajets que peuvent prendre les eaux usées urbaines, de leurs points d'origine, sous la forme d'eaux domestiques ou d'eaux pluviales, jusqu'à leur rejet final dans les eaux de surface ou le sol. Les substances introduites dans les eaux d'égout et le traitement subi avant leur rejet ont une influence importante sur le type et l'ampleur des perturbations imposées par ces effluents sur l'environnement.

Figure 1. Sources et devenir des eaux usées urbaines



Eaux domestiques

Les égouts séparatifs reçoivent tout ce qui est chassé par les installations sanitaires ou évacué par les tuyaux d'évacuation des habitations, commerces, établissements et usines. Les eaux usées brutes contiennent diverses substances en plus des déchets humains : particules de saleté, fragments d'aliments, huiles et graisses, savons, détergents, agents de blanchiment, autres agents de nettoyage, solvants, peintures, produits pharmaceutiques et cosmétiques. Même les déchets humains peuvent contenir des quantités surprenantes de métaux à l'état de traces, tels que le cuivre, le zinc, le fer, le cobalt, le manganèse et le molybdène, parce que ceux-ci sont des éléments essentiels de la nutrition chez les humains. Bien que la plus grande partie des métaux et des produits chimiques présents dans les eaux usées urbaines proviennent des industries, des entreprises et des établissements, la contribution des sources domestiques est également importante. Quelles que soient leurs origines, la composante la plus importante des eaux d'égout brutes est l'eau, qui compte pour 99,9 % du total environ.

Dans de nombreuses collectivités, les eaux usées des industries, des entreprises et des établissements influent beaucoup sur le volume et la composition des eaux d'égout. Les déchets de procédés de ces sources peuvent comprendre de l'argent provenant d'installations de tirage photographique, des solvants d'installations de nettoyage à sec, des encres et des colorants d'imprimerie, pour ne donner que quelques exemples. Bien des municipalités ont des règlements d'utilisation des égouts qui interdisent d'y rejeter certaines substances dangereuses ou établissent des limites pour les niveaux qui peuvent être rejetés. Nombre de grosses industries ont des systèmes de gestion des eaux usées qui collectent, traitent et réutilisent (quand la chose est

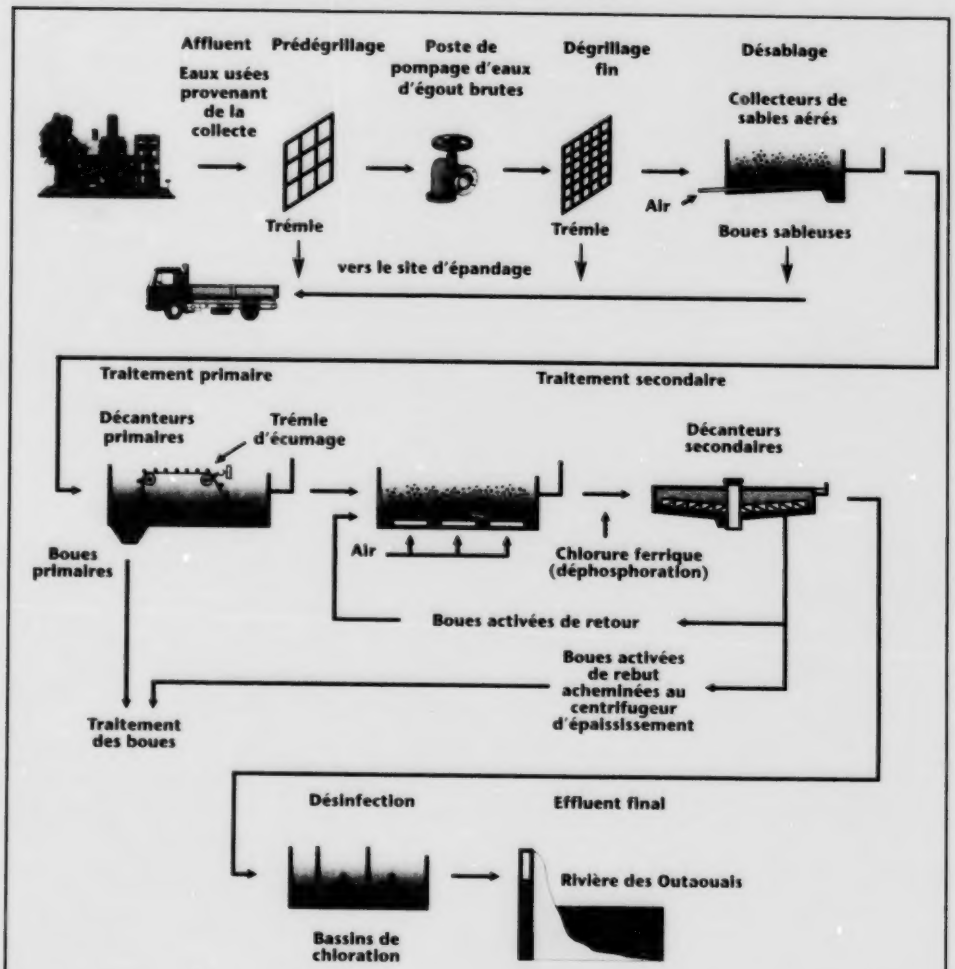
possible) leurs propres eaux de traitement ou de refroidissement et ne rejettent que leurs eaux usées d'origine humaine dans les égouts publics.

Les effluents urbains sont typiquement un mélange de constituants biologiques, chimiques et physiques (voir appendice 1). La composition particulière de ces effluents varie d'une municipalité à l'autre selon le niveau de traitement qu'ils reçoivent ainsi que le nombre et le type d'habitations, d'entreprises, d'industries et d'installations publiques qui rejettent leurs eaux usées dans le réseau. La présence d'égouts unitaires qui transportent les eaux pluviales est également un facteur important de la qualité des eaux d'égout.

Les eaux d'égout brutes peuvent être traitées dans une fosse septique ou une UTEUU, ou rejetées directement dans un plan d'eau. D'après les données de 1999, environ 26 % des Canadiens, surtout dans des zones rurales, utilisent des fosses septiques dotées d'éléments épurateurs pour le traitement des eaux usées. Les 74 % restants, qui vivent dans quelque 1 200 municipalités, sont desservis par des égouts urbains. En 1999, les eaux d'égout de 97 % de la population canadienne desservie par des égouts subissaient un traitement sous une forme ou une autre (Environnement Canada, 1999b). Ceci se compare favorablement à ce que l'on observe dans d'autres pays développés, tels que le Royaume-Uni (96 %), le Danemark (94 %) et les Pays-Bas (92 %).

Les UTEUU du Canada, particulièrement celles des grandes agglomérations urbaines, ont toutes des constructions particulières et utilisent diverses combinaisons de procédés de traitement. La construction et la capacité des systèmes de traitement dépendent de facteurs tels que les besoins ou les objectifs particuliers des municipalités, la source et la quantité des eaux usées et les contraintes financières. En gros, les usines de traitement peuvent comporter jusqu'à trois niveaux de traitement selon leur construction : un traitement primaire, un traitement secondaire ou un traitement complémentaire ou tertiaire (voir la description détaillée à l'encadré 1).

Encadré 1. Comment se fait le traitement des eaux usées?



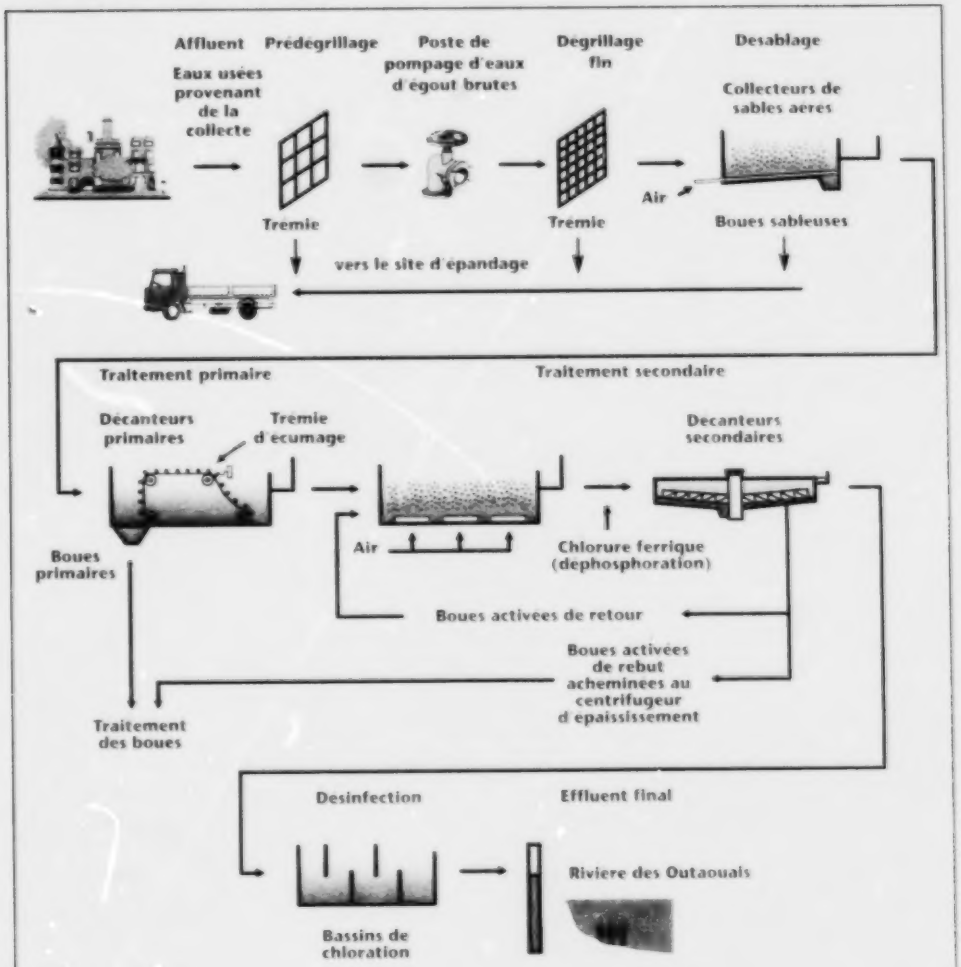
Bien que le type et la séquence du processus de traitements des eaux usées puissent varier d'une usine à l'autre, les opérations de l'usine de la Municipalité régionale d'Ottawa-Carleton qui sont illustrées ci-dessus sont assez représentatives. Cette usine effectue un traitement secondaire biologique des eaux usées avec déphosphoration.

Traitement primaire

Pour éviter d'endommager les pompes et d'obstruer les tuyaux, on doit faire passer les eaux d'égout à travers des grilles à râteau qui enlèvent les débris volumineux tels que les chiffons, sacs de plastique, bâtons et boîtes de conserve. Les matières inorganiques plus fines, comme le sable et le gravier, sont enlevées par un collecteur de sables. Les solides organiques légers restent en suspension dans l'eau et sont déversés dans de grands bassins appelés décanteurs primaires. Les solides organiques lourds se déposent par gravité. Ils forment les boues primaires, qui sont enlevées avec l'écume et les huiles flottantes pour être pompées vers des digesteurs anaérobies et poursuivre le traitement.

(suite sur la page suivante)

Encadré 1. Comment se fait le traitement des eaux usées?



Bien que le type et la séquence du processus de traitements des eaux usées puissent varier d'une usine à l'autre, les opérations de l'usine de la Municipalité régionale d'Ottawa-Carleton qui sont illustrées ci-dessus sont assez représentatives. Cette usine effectue un traitement secondaire biologique des eaux usées avec déphosphoration.

Traitement primaire

Pour éviter d'endommager les pompes et d'obstruer les tuyaux, on doit faire passer les eaux d'égout à travers des grilles à râteau qui enlèvent les débris volumineux tels que les chiffons, sacs de plastique, bâtons et boîtes de conserve. Les matières inorganiques plus fines, comme le sable et le gravier, sont enlevées par un collecteur de sables. Les solides organiques légers restent en suspension dans l'eau et sont déversés dans de grands bassins appelés décanteurs primaires. Les solides organiques lourds se déposent par gravité. Ils forment les boues primaires, qui sont enlevées avec l'écume et les huiles flottantes pour être pompées vers des digesteurs anaérobies et poursuivre le traitement.

(suite sur la page suivante)

Traitement secondaire

L'effluent primaire est ensuite transféré à l'étape de traitement biologique ou secondaire. Les eaux usées sont alors mélangées avec une population contrôlée de bactéries et une grande quantité d'oxygène. Les micro-organismes digèrent les matières organiques fines en suspension et en solution, ce qui les élimine des eaux usées. L'effluent est ensuite dirigé dans des décanteurs secondaires où les solides ou les boues biologiques se déposent par gravité. Tout comme dans les décanteurs primaires, ces boues sont pompées vers des digesteurs anaérobies et l'effluent secondaire filtré peut alors être déversé directement dans le milieu récepteur ou envoyé à une installation de désinfection avant d'être évacué.

Traitement tertiaire (traitement complémentaire)

Le traitement tertiaire est le traitement additionnel nécessaire pour évacuer les substances en suspension et les substances dissoutes résiduelles après le traitement secondaire courant. On peut alors utiliser divers procédés physiques, chimiques ou biologiques pour éliminer les polluants ciblés. Le traitement tertiaire peut servir à enlever la couleur, les métaux, les matières organiques et les éléments nutritifs (le phosphore et l'azote).

Désinfection

Avant que l'effluent final ne soit rejeté dans les eaux réceptrices, il peut subir une désinfection visant à y réduire les micro-organismes pathogènes résiduels. Les procédés de réduction les plus courants utilisent le chlore gazeux ou un désinfectant à base de chlore tel que l'hypochlorure de sodium. Pour éviter tout rejet excessif de chlore dans l'environnement, on peut soumettre l'effluent à une déchloration avant son rejet. Les autres procédés de désinfection possibles sont entre autres l'utilisation de la lumière ultraviolette et de l'ozone.

Selon les données recueillies par l'enquête effectuée pour constituer la Base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités (MUD)[1], le degré de traitement des eaux usées varie considérablement d'un endroit à l'autre au Canada. En Colombie-Britannique, environ 1,9 million de personnes, c.-à-d. 63 % de la population desservie par des égouts, bénéficiaient d'un traitement secondaire ou tertiaire en 1999, ce qui représente une augmentation importante depuis 1996 (figure 2). En Ontario et dans les provinces des Prairies, plus de 94 % des populations desservies par des égouts bénéficiaient d'un traitement secondaire ou tertiaire en 1999. Au Québec, les proportions étaient approximativement égales en 1999, environ 43 % de la population desservie par des égouts bénéficiant d'un traitement primaire seulement et 49 % bénéficiant d'un traitement secondaire ou tertiaire. Dans les provinces de l'Atlantique, près de la moitié de la

[1] La MUD contient des données sur l'utilisation de l'eau et des données relatives aux eaux usées qui sont recueillies, à intervalles de deux ou trois ans, sur les municipalités canadiennes de 1 000 habitants ou plus. Les municipalités font rapport de leurs niveaux de traitement des eaux usées en se basant sur les définitions fournies dans l'enquête. Il se peut donc que certaines municipalités indiquent des niveaux de traitement différents de ceux qui sont consignés par d'autres organismes (c.-à-d. les organismes provinciaux, territoriaux, régionaux et non gouvernementaux) en raison de différences dans les définitions des niveaux de traitement (voir la rubrique 2 pour les définitions de la MUD). De plus, quand il y a plusieurs installations de traitement dans une même municipalité, les diverses données sont parfois fusionnées dans la MUD pour obtenir un seul niveau de traitement global.

Traitement secondaire

L'effluent primaire est ensuite transféré à l'étape de traitement biologique ou secondaire. Les eaux usées sont alors mélangées avec une population contrôlée de bactéries et une grande quantité d'oxygène. Les micro-organismes digèrent les matières organiques fines en suspension et en solution, ce qui les élimine des eaux usées. L'effluent est ensuite dirigé dans des décanteurs secondaires où les solides ou les boues biologiques se déposent par gravité. Tout comme dans les décanteurs primaires, ces boues sont pompées vers des digesteurs anaérobies et l'effluent secondaire filtré peut alors être déversé directement dans le milieu récepteur ou envoyé à une installation de désinfection avant d'être évacué.

Traitement tertiaire (traitement complémentaire)

Le traitement tertiaire est le traitement additionnel nécessaire pour évacuer les substances en suspension et les substances dissoutes résiduelles après le traitement secondaire courant. On peut alors utiliser divers procédés physiques, chimiques ou biologiques pour éliminer les polluants ciblés. Le traitement tertiaire peut servir à enlever la couleur, les métaux, les matières organiques et les éléments nutritifs (le phosphore et l'azote).

Désinfection

Avant que l'effluent final ne soit rejeté dans les eaux réceptrices, il peut subir une désinfection visant à y réduire les micro-organismes pathogènes résiduels. Les procédés de réduction les plus courants utilisent le chlore gazeux ou un désinfectant à base de chlore tel que l'hypochlorure de sodium. Pour éviter tout rejet excessif de chlore dans l'environnement, on peut soumettre l'effluent à une déchloration avant son rejet. Les autres procédés de désinfection possibles sont entre autres l'utilisation de la lumière ultraviolette et de l'ozone.

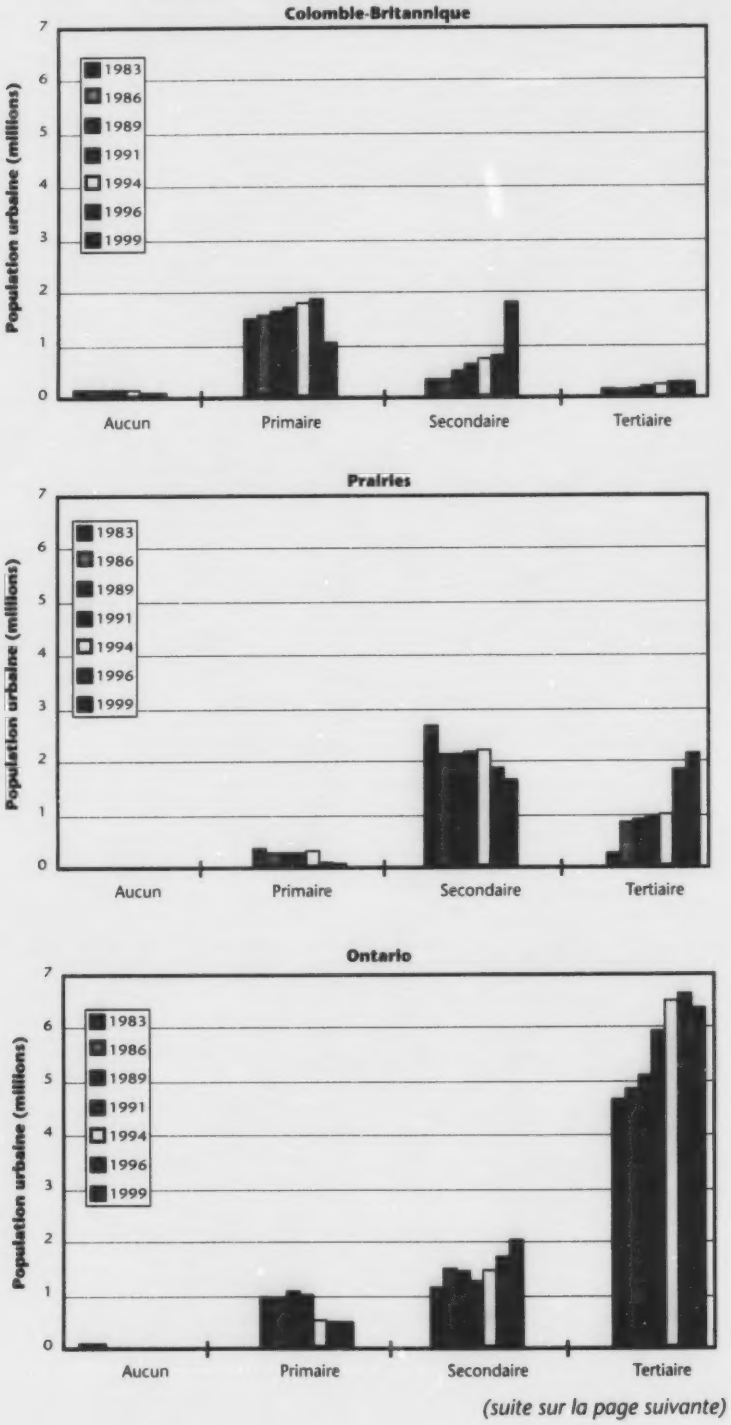
Selon les données recueillies par l'enquête effectuée pour constituer la Base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités (MUD)[3], le degré de traitement des eaux usées varie considérablement d'un endroit à l'autre au Canada. En Colombie-Britannique, environ 1,9 million de personnes, c. -à- d. 63 % de la population desservie par des égouts, bénéficiaient d'un traitement secondaire ou tertiaire en 1999, ce qui représente une augmentation importante depuis 1996 (figure 2). En Ontario et dans les provinces des Prairies, plus de 94 % des populations desservies par des égouts bénéficiaient d'un traitement secondaire ou tertiaire en 1999. Au Québec, les proportions étaient approximativement égales en 1999, environ 43 % de la population desservie par des égouts bénéficiant d'un traitement primaire seulement et 49 % bénéficiant d'un traitement secondaire ou tertiaire. Dans les provinces de l'Atlantique, près de la moitié de la

[3] La MUD contient des données sur l'utilisation de l'eau et des données relatives aux eaux usées qui sont recueillies, à intervalles de deux ou trois ans, sur les municipalités canadiennes de 1 000 habitants ou plus. Les municipalités font rapport de leurs niveaux de traitement des eaux usées en se basant sur les définitions fournies dans l'enquête. Il se peut donc que certaines municipalités indiquent des niveaux de traitement différents de ceux qui sont consignés par d'autres organismes (c.-à-d. les organismes provinciaux, territoriaux, régionaux et non gouvernementaux) en raison de différences dans les définitions des niveaux de traitement (voir la figure 2 pour les définitions de la MUD). De plus, quand il y a plusieurs installations de traitement dans une même municipalité, les diverses données sont parfois fusionnées dans la MUD pour obtenir un seul niveau de traitement global.

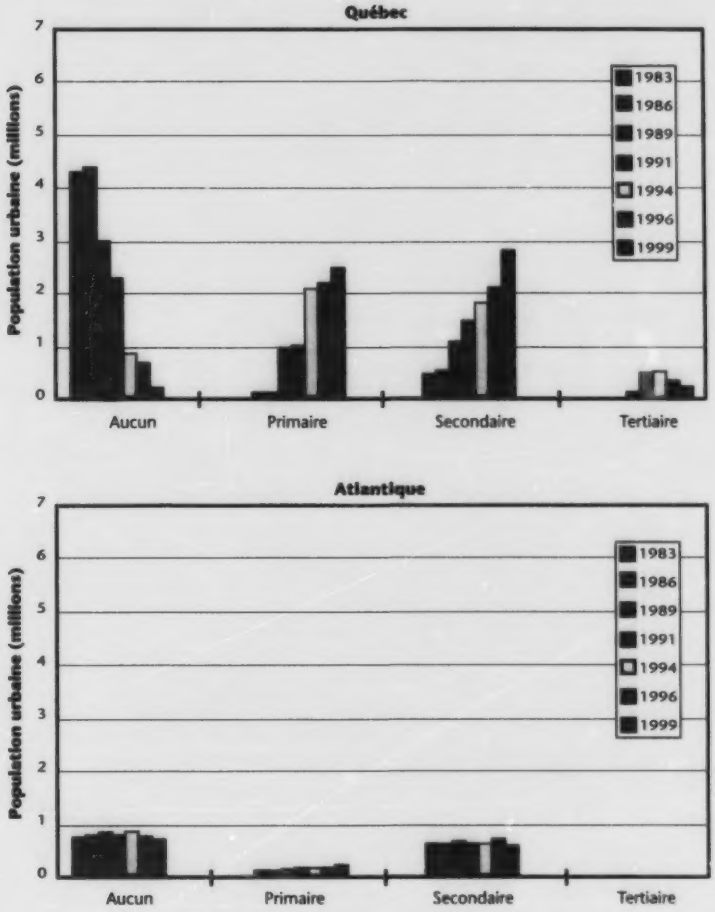
population desservie par des égouts rejetait les eaux d'égout non traitées directement dans les eaux intérieures et côtières, comptant malheureusement sur la capacité de dilution des eaux réceptrices pour réduire les impacts sur l'environnement. Les données sont insuffisantes pour évaluer adéquatement le degré de traitement des eaux usées dans les Territoires du Nord-Ouest, au Yukon et au Nunavut.

Le niveau de traitement des eaux usées au Canada varie considérablement entre les municipalités qui rejettent les eaux usées dans les eaux côtières et celles qui les rejettent dans les eaux intérieures (douces) (figure 3). En 1999, environ 84 % des populations des régions intérieures étaient desservies par des égouts bénéficiant d'un traitement secondaire ou tertiaire, contre 15 % recevant un traitement primaire. Quant aux municipalités côtières desservies par des égouts, ces dernières ne recevaient qu'un traitement primaire ou secondaire, ou encore, aucun type de traitement. Des municipalités rejetant les eaux usées dans les eaux côtières du Pacifique, environ 80 % recevaient un traitement primaire et 15 % un traitement secondaire. Parmi les municipalités rejetant les eaux usées dans l'Atlantique et l'estuaire du Saint-Laurent, environ 18 % de la population était desservie par un traitement primaire, environ 34 % recevait un traitement secondaire, tandis que plus de 48 % ne recevait aucun traitement (adapté d'Environnement Canada, 1999b).

Figure 2. Populations urbaines desservies par des usines de traitement des eaux usées en Colombie-Britannique, dans les provinces des Prairies, en Ontario, au Québec et dans les provinces de l'Atlantique, de 1983 à 1999 (basé sur les municipalités desservies par des réseaux d'égouts urbains)



(suite sur la page suivante)



Notes :

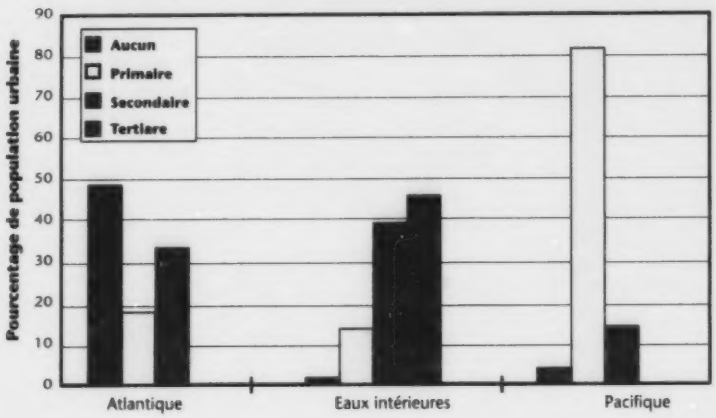
(i) La légère diminution du traitement tertiaire en Ontario et au Québec entre 1996 et 1999 est probablement le résultat de la modification des procédures de vérification des données de l'enquête MUD à partir de 1996.

(ii) L'enquête MUD définit le traitement primaire comme toute forme de traitement mécanique, le traitement secondaire comme un traitement biologique ou l'utilisation d'étangs de stabilisation et le traitement tertiaire comme une forme de traitement d'un niveau plus élevé que le traitement secondaire.

(iii) Il est important de noter que l'utilisation de diverses définitions du niveau de traitement des eaux usées peut donner des résultats différents de ceux représentés dans la figure 2. Par exemple, la définition employée dans l'encadré 1 diffère de celles employées par l'enquête MUD. En effet, selon le MUD, le dégrillage peut être considéré comme un traitement primaire.

(Source : Adapté d'Environnement Canada, 1999b)

Figure 3. Niveau de traitement des eaux usées urbaines déversées dans les eaux réceptrices côtières et intérieures canadiennes en 1999 (basé sur les municipalités desservies par des réseaux d'égouts urbains)



Notes :
Les rejets dans les eaux côtières par rapport à ceux versés dans les eaux intérieures (douces) sont en grande partie déclarés par les municipalités. La région côtière de l'Atlantique comprend les municipalités qui rejettent leurs eaux d'égout dans l'estuaire du Saint-Laurent.

(Source : Adapté d'Environnement Canada, 1999b)

Effluents d'usine de traitement des eaux usées urbaines

Après le traitement, les concentrations de nombreux polluants présents dans les eaux d'égout brutes sont réduites, mais il reste de petites quantités de ces polluants dans l'effluent. Souvent, les concentrations des polluants résiduels peuvent être suffisamment élevées pour endommager gravement l'environnement.

Certains constituants, pour la plupart liés aux déchets humains, sont présents dans tous les effluents d'égout. Ce sont entre autres :

- des matières organiques biodégradables consommatrices d'oxygène (mesurées par la demande biochimique en oxygène, ou DBO);
- des solides en suspension (mesurés par le total des solides en suspension, ou TSS);
- des éléments nutritifs, tels que le phosphore (mesurés par le phosphore total et/ou le total des ortho-phosphates) et les composés à base d'azote (nitrates, nitrites, ammoniac et ammonium, mesurés séparément, ou collectivement en tant qu'azote total);
- des micro-organismes (généralement mesurés par la quantité d'un groupe représentatif de bactéries, telles que les coliformes fécaux ou les streptocoques fécaux, que l'on trouve dans les déchets humains);
- des sulfures.

Les matières exerçant une DBO et les TSS[4] sont les principaux constituants des effluents urbains. Un litre d'effluent qui a subi un traitement primaire contient typiquement entre 100 et 200 milligrammes de chacun; toutefois, ces quantités sont fortement réduites par les traitements de niveau supérieur. Néanmoins, même avec un traitement tertiaire, les quantités rejetées dans l'environnement par les grandes usines de traitement peuvent être substantielles. Par exemple, à Montréal, une usine de traitement des eaux usées qui utilise un traitement primaire augmenté de procédés physiques et chimiques produit des concentrations de TSS et de matières exerçant une DBO d'environ 20 et 40 milligrammes par litre respectivement, et rejetait en moyenne près de 23 tonnes de solides en suspension et 43 tonnes de matières exerçant une DBO par jour dans le Saint-Laurent en 1993 (CUM, 1994). En 1999, les rejets de matières exerçant une DBO et de TSS par l'ensemble des UTEUU canadiennes étaient estimés à 101 950 tonnes et à 121 619 tonnes respectivement (OMOE, 1993; Environnement Canada, 1999b).

Les concentrations d'azote et de phosphore[5] sont plus faibles d'un ordre de grandeur, les concentrations d'azote typiques se trouvant dans la plage de 20 à 40 milligrammes par litre, et celles de phosphore, dans la plage de 7 à 25 milligrammes par litre après un traitement primaire. Dans les régions intérieures[5] où les problèmes d'eutrophisation causés par les rejets de phosphore ont été répandus, un traitement tertiaire est souvent nécessaire pour ramener les concentrations de phosphore à des niveaux moins nuisibles (typiquement, 3 milligrammes par litre ou moins, selon les caractéristiques de l'écosystème exposé aux rejets).

Bien que les micro-organismes[6] se retrouvent en grand nombre dans les eaux d'égout brutes (p. ex., de 1 million à 1 milliard de coliformes fécaux par 100 millilitres), le traitement des eaux usées est efficace pour en réduire la quantité dans l'effluent. Les fosses septiques éliminent typiquement entre 25 et 75 % de tous les micro-organismes, le traitement primaire de 5 à 40 % et les traitements suivants plus de 90 % (Droste, 1997). En plus de l'efficacité d'élimination du traitement standard des eaux usées, les installations utilisant des procédés de désinfection efficaces peuvent réaliser une réduction voisine de 100 % du nombre de micro-organismes présents dans l'effluent final. Toutefois, même avec un taux d'élimination de 99 %, il peut rester de 10 000 à 100 000 organismes dans l'effluent traité. C'est une source de problèmes quand l'eau réceptrice est utilisée pour une activité exigeant une très faible concentration en micro-organismes par 100 millilitres (pour que l'activité soit pratiquée dans des conditions sécuritaires), par exemple la baignade ou la récolte de mollusques ou de crustacés. Les micro-organismes sont une plus grande préoccupation encore dans les eaux pluviales et les TEU, l'effluent étant alors généralement rejeté sans traitement.

---

[4] Les directives concernant le rejet d'effluents par les installations fédérales pour la protection de l'environnement recommandent un maximum de 5 à 30 milligrammes par litre pour les matières exerçant une DBO et les solides en suspension, selon que l'effluent est rejeté dans un lac, un cours d'eau, une rivière, un estuaire ou des eaux côtières libres (FCEMS WWG, 2000).

[5] Directives de rejet pour les installations fédérales : 1 milligramme par litre pour l'ammoniac, 10 milligrammes par litre pour les nitrates et 1 milligramme par litre pour le phosphore.

[6] Directives de rejet pour les installations fédérales : 100 coliformes fécaux par 100 millilitres et un nombre total de coliformes de 1 000 par 100 millilitres.

Par comparaison, les métaux[7] ne sont présents qu'en très faibles quantités. L'aluminium, le strontium et le fer sont les plus abondants, car les sels de ces métaux sont souvent utilisés dans le procédé de traitement des eaux d'égout. Leurs concentrations sont typiquement de l'ordre de quelques milligrammes par litre. Toutefois, les concentrations d'autres métaux, tels que le cadmium, le cuivre, le plomb, le zinc, le manganèse, le molybdène et le nickel, sont généralement de quelques microgrammes (millionièmes de gramme) par litre. Le mercure, métal très préoccupant pour l'environnement, est généralement présent sous la forme de traces mesurées en nanogrammes (milliardièmes de gramme) par litre. Une étude, publiée en 1988, de 37 usines de traitement de l'Ontario desservant 5,1 millions de personnes, donne une idée des proportions relatives de ces substances rejetées dans l'environnement. Selon l'étude, les rejets de métaux annuels combinés de ces 37 usines pouvaient atteindre en moyenne 450 tonnes pour le strontium et 284 tonnes pour l'aluminium, et 48 kg seulement pour le mercure. La charge de zinc des 37 usines était de 89 tonnes par année en moyenne, alors que les charges de cadmium, de cuivre, de chrome, de plomb, de nickel et de cinq autres métaux étaient dans chaque cas inférieures à 150 kg par année (OMOE, 1988).

Les concentrations des substances organiques[8] sont généralement plus faibles que celles des métaux, la plupart étant de l'ordre du microgramme par litre. Les concentrations en BPC, dioxines et furannes sont encore plus faibles, de l'ordre de quelques nanogrammes par litre. Ensemble, les 37 usines de traitement de l'Ontario examinées dans l'étude de 1988 ont rejeté en moyenne 30 kg de BPC par année, 1,2 kg de dioxines et de furannes par année, et 1,6 et 2,5 tonnes respectivement de tétrachloroéthylène et de trichloroéthylène (des solvants) par année (OMOE, 1988).

En dépit de leurs très faibles concentrations dans les effluents d'eaux usées, il n'est pas nécessaire que les substances organiques et les métaux soient rejetés en grandes quantités pour dégrader l'environnement, car nombre de ces substances peuvent être toxiques à de faibles concentrations et rester dans l'environnement durant de très longues périodes. Par conséquent, de grandes quantités de ces substances peuvent s'accumuler dans les sédiments avec le temps ou être transportées par l'eau et les courants aériens vers d'autres environnements éloignés du point de rejet. Certaines d'entre elles ont également tendance à s'accumuler dans les tissus vivants et à remonter la chaîne alimentaire. Il en résulte que leurs concentrations dans les prédateurs de niveau trophique supérieur, tels que les oiseaux ichtyophages, peuvent être très élevées, même si les concentrations dans l'eau ambiante sont très faibles.

Eaux pluviales et trop-pleins d'égouts unitaires

Étant donné que les terres urbaines sont largement couvertes par des zones déboisées et des surfaces imperméables comme l'asphalte et le béton, elles absorbent beaucoup moins d'eau que les paysages naturels. Par conséquent, de 30 à 50 % environ des eaux pluviales ou des eaux de fonte des neiges dans les zones urbaines deviennent des eaux de ruissellement, et cette proportion

[7] Directives de rejet pour les installations fédérales (en milligrammes par litre) : 1 pour l'aluminium, 0,3 pour le fer, 0,005 pour le cadmium, 0,2 pour le cuivre, 0 (limite de détection) pour le plomb, 0,5 pour le zinc, 0,5 pour le manganèse, 0,2 pour le molybdène, 0,3 pour le nickel et 0 (limite de détection) pour le mercure.

[8] Directives de rejet pour les installations fédérales : 0 (limite de détection) milligramme par litre pour les BPC ainsi que pour les dioxines et les furannes.

peut dépasser 90 % dans les centres-villes. Le ruissellement urbain entraîne les débris et les contaminants des routes, des terrains de stationnement, des trottoirs, des toits, des pelouses et d'autres surfaces dans le réseau d'égouts ainsi que dans d'autres voies d'écoulement, telles que les fossés et les ruisseaux.

Les eaux pluviales contiennent des solides en suspension, des substances nutritives, des bactéries et d'autres micro-organismes, ainsi que la plupart des autres constituants des eaux domestiques; toutefois, comme une grande partie de ces eaux provient de la surface des routes, elles transportent aussi des quantités substantielles d'huiles et de graisses, de chlorures présents dans les sels de déneigement, de métaux toxiques et de substances organiques, telles que les HAP (un groupe de sous-produits de la combustion dont certains sont cancérogènes). De plus, le ruissellement des pelouses et des jardins contiendra probablement des résidus d'engrais, d'insecticides et d'herbicides. Les eaux pluviales renferment souvent aussi des débris, du sable et des particules de sol et des polluants atmosphériques qui se sont déposés sur le sol ou qui ont été lessivés de l'atmosphère par la pluie.

Si les eaux pluviales sont évacuées par un égout unitaire, elles sont généralement traitées dans une UTEUU, à moins que leur volume ne soit trop élevé, auquel cas le trop-plein est habituellement rejeté dans les eaux réceptrices à divers points en amont de l'usine de traitement. Cependant, dans la plupart des municipalités, les eaux pluviales sont évacuées par des égouts séparatifs et rejetées directement dans un plan d'eau récepteur, sans traitement. Cette situation change toutefois graduellement depuis 10 ou 20 ans, car les collectivités se sont rendu compte que les eaux pluviales sont une importante source de pollution.

Les charges de contaminants des eaux pluviales et des TEU sont difficiles à mesurer en raison de la nature ponctuelle et très variable des épisodes de précipitations. De plus, les concentrations en contaminants dans les TEU sont beaucoup plus grandes au début de ces épisodes (effet de chasse) et décroissent considérablement dans les phases ultérieures. Contrairement aux rejets des usines de traitement des eaux d'égout, les rejets d'eaux pluviales et de TEU se produisent en de nombreux endroits d'une région urbaine donnée. Par exemple, le district régional du Grand Vancouver compte 50 exutoires de TEU. En général, les charges introduites dans l'environnement dépendent de l'étendue et du type d'aménagement urbain dans le bassin hydrographique, du niveau de traitement des eaux pluviales (si traitement il y a) et, dans le cas des TEU, de la source des eaux d'égout à l'origine du trop-plein (c.-à-d. le nombre et le type d'industries dont les rejets sont introduits dans le réseau d'égouts). Par conséquent, le mélange des contaminants rejetés peut varier considérablement d'un bassin hydrographique à l'autre, et même d'un endroit à l'autre dans un bassin donné. Il y a souvent aussi de grandes différences entre les saisons et entre les épisodes de ruissellement.

La quantité et la qualité approximatives des eaux pluviales introduites dans les écosystèmes aquatiques du Canada ne sont pas très bien documentées. Toutefois, un examen récent de 140 études effectuées aux États-Unis, en Europe et au Canada (Makepeace *et al.*, 1995) donne une indication utile des contaminants courants. On y identifie 28 polluants potentiellement nuisibles pour la vie aquatique et la santé humaine (principalement par l'intermédiaire des réserves en eau potable). Ces polluants sont les matières solides, les solides en suspension, les chlorures, les substances destructrices d'oxygène, 3 types de micro-organismes, 12 métaux lourds et 9 substances organiques.

Les constituants des TEU ont été étudiés encore moins que ceux des eaux pluviales, en partie parce que la construction des égouts unitaires les rend plus difficiles à surveiller que les égouts pluviaux. Toutefois, au cours de l'effet de chasse, les niveaux des constituants des TEU sont voisins ou même dépassent ceux des eaux d'égout domestiques brutes (particulièrement quand les boues sont soulevées du fond des égouts par des écoulements rapides). Les principaux polluants préoccupants dans les TEU sont les solides en suspension, les substances destructrices d'oxygène, les substances nutritives (azote et phosphore), les bactéries fécales et les substances chimiques toxiques de sources municipales et industrielles locales (Environnement Canada, 1997).

Il y a généralement des dizaines de TEU au cours d'une année dans les municipalités dotées d'égouts unitaires. Dans la région du Grand Vancouver, où il y a plus de TEU que dans toute autre ville canadienne, certains des principaux exutoires ont chaque année de 100 à 150 débordements, la plupart en hiver (Hall *et al.*, 1998a). Le volume des eaux de ruissellement durant un rejet moyen d'eaux pluviales dans le bassin des Grands Lacs a été estimé à environ 760 litres par habitant par jour (Marsalek et Schroeter, 1988). Si la moyenne est calculée pour les jours avec précipitations seulement, les rejets vont de 2 000 à 3 000 litres par habitant par jour, ce qui est beaucoup plus que le débit moyen de 300 litres par habitant par jour pour les eaux usées urbaines.

On ne dispose pas d'estimations des charges annuelles de polluants dans les eaux pluviales et les TEU pour l'ensemble du pays. Les charges de la partie canadienne du bassin des Grands Lacs, où vivent plus de 9,2 millions de personnes, ont toutefois été calculées. Pour le ruissellement des eaux pluviales, les charges étaient les plus élevées dans le cas des solides en suspension (91 000 tonnes par année), suivis par les huiles et les graisses (de 100 à 1 000 tonnes par année), les métaux (420 tonnes par année), les HAP (0,73 tonne par année), les BPC (0,08 tonne par année), les benzènes chlorés (0,06 tonne par année) et les pesticides organochlorés (0,03 tonne par année) (Marsalek et Schroeter, 1988; Marsalek, données non publiées). Des concentrations typiques en coliformes fécaux et en *E. coli* de 1 200 à 5 100 cellules par 100 millilitres et de 800 à 6 100 cellules par 100 millilitres respectivement ont été observées dans les eaux pluviales de l'Ontario (Marsalek *et al.*, 1992). Dans les TEU, les charges annuelles estimatives de polluants courants étaient de 17 400 tonnes pour les solides en suspension, de 3 700 tonnes pour les substances exerçant une DBO, de 760 tonnes pour l'azote total et de 130 tonnes pour le phosphore total (Waller et Novak, 1981). Dans les TEU de l'Ontario, on a mesuré des concentrations en coliformes fécaux aussi élevées que 1 million de cellules par 100 millilitres, probablement lors de la première chasse de contaminants (Waller et Novak,1981).

Quelle est l'importance des effluents urbains comme sources de pollution?

Les effluents urbains sont l'une des principales sources de matières exerçant une DBO, de solides en suspension, de substances nutritives, de substances organiques et de métaux rejetés dans les eaux canadiennes. Le tableau 1 montre, par exemple, que les charges de phosphore provenant des eaux pluviales et des TEU sont sensiblement comparables à celles des industries qui n'utilisent pas les réseaux d'égouts urbains, alors que les charges provenant des usines de traitement urbaines sont de deux à trois fois plus élevées. Dans le cas de l'azote, les charges des usines de traitement urbaines peuvent être sept fois plus élevées que celles des industries qui rejettent leurs eaux usées

directement dans l'environnement. Malheureusement, on ne dispose pas d'assez d'informations pour faire une comparaison avec les charges d'éléments nutritifs provenant du ruissellement ou du lessivage des terres agricoles du Canada.

Tableau 1. Comparaison des charges d'éléments nutritifs dans les eaux de surface et les eaux souterraines, pour diverses sources au Canada en 1996

Sources d'éléments nutritifs	Phosphore (10^3 tonnes par année)	Azote (10^3 tonnes par année)
Municipales		
UTEUU	5,6	80,3
Égouts (eaux pluviales et TEU)	2,3	11,8
Fosses septiques	1,9	15,3
Industrie	1,9	11,5
Agriculture (résidus dans les champs après la récolte)	55,0	293,0
Aquaculture	0,5	2,3
Dépôt atmosphérique	N/D	182 (NO_3^- and NH_4^+)

Notes :
i) On ne dispose pas de données industrielles pour le Manitoba, le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse et l'Île-du-Prince-Édouard; cette valeur est par conséquent sous-estimée. Les données relatives aux fosses septiques représentent la quantité d'éléments nutritifs rejetés, une fois la rétention par les fosses septiques et les champs d'épandage prise en compte.
ii) Il n'existe pas de données nationales sur les quantités d'azote et de phosphore résiduels de sources agricoles qui atteignent les eaux superficielles ou souterraines.

(Source : Chambers *et al.*, 2001).

Les effluents urbains dépassent également les rejets industriels directs comme sources principales des BPC et du mercure véhiculés par l'eau qui sont introduits dans les lacs Supérieur et Ontario, selon des estimations pour 1991 et 1992 (tableau 2). L'importance des effluents urbains comme sources de pollution de l'eau, particulièrement dans les zones fortement peuplées, est mise en évidence par le fait que la pollution par les eaux usées urbaines est un problème majeur dans 10 des 17 localités des Grands Lacs canadiens identifiées comme secteurs préoccupants dès 1985 par la Commission mixte internationale.

Tableau 2. Charges estimées de BPC et de mercure des lacs Supérieur et Ontario, 1991-1992

Charge	Charge de PCB (kilogrammes/an)		Charge de mercure (kilogrammes/an)	
	Lac Supérieur	Lac Ontario	Lac Supérieur	Lac Ontario
Industrie	10	4	39	12
Ruissellement pluvial	18	83	40	29
TEU	2	4	3	2
UTEUU	8	15	34	89
Déversements			2	

Note : Certaines des données peuvent correspondre à des années antérieures.

(Sources : *Lac Ontario* : Thompson, 1992; *Lac Supérieur* : Dolan *et al.*, 1993)

directement dans l'environnement. Malheureusement, on ne dispose pas d'assez d'informations pour faire une comparaison avec les charges d'éléments nutritifs provenant du ruissellement ou du lessivage des terres agricoles du Canada.

Tableau 1. Comparaison des charges d'éléments nutritifs dans les eaux de surface et les eaux souterraines, pour diverses sources au Canada en 1996

Sources d'éléments nutritifs	Phosphore (10^3 tonnes par année)	Azote (10^3 tonnes par année)
Municipales		
UTEUU	5,6	80,3
Égouts (eaux pluviales et TEU)	2,3	11,8
Fosses septiques	1,9	15,3
Industrie	1,9	11,5
Agriculture (résidus dans les champs après la récolte)	55,0	293,0
Aquaculture	0,5	2,3
Dépôt atmosphérique	N/D	182 (NO_3^- and NH_4^+)

Notes :
i) On ne dispose pas de données industrielles pour le Manitoba, le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse et l'Île-du-Prince-Édouard; cette valeur est par conséquent sous-estimée. Les données relatives aux fosses septiques représentent la quantité d'éléments nutritifs rejetés, une fois la rétention par les fosses septiques et les champs d'épandage prise en compte.
ii) Il n'existe pas de données nationales sur les quantités d'azote et de phosphore résiduels de sources agricoles qui atteignent les eaux superficielles ou souterraines.

(Source : Chambers *et al.*, 2001)

Les effluents urbains dépassent également les rejets industriels directs comme sources principales des BPC et du mercure véhiculés par l'eau qui sont introduits dans les lacs Supérieur et Ontario, selon des estimations pour 1991 et 1992 (tableau 2). L'importance des effluents urbains comme sources de pollution de l'eau, particulièrement dans les zones fortement peuplées, est mise en évidence par le fait que la pollution par les eaux usées urbaines est un problème majeur dans 10 des 17 localités des Grands Lacs canadiens identifiées comme secteurs préoccupants des 1985 par la Commission mixte internationale.

Tableau 2. Charges estimées de BPC et de mercure des lacs Supérieur et Ontario, 1991-1992

Charge	Charge de PCB (kilogrammes/an)		Charge de mercure (kilogrammes/an)	
	Lac Supérieur	Lac Ontario	Lac Supérieur	Lac Ontario
Industrie	10	4	39	12
Ruissellement pluvial	18	83	40	29
TEU	2	4	3	2
UTEUU	8	15	34	89
Déversements			2	

Note : Certaines des données peuvent correspondre à des années antérieures.

(Sources : *Lac Ontario* : Thompson, 1992; *Lac Supérieur* : Dolan *et al.*, 1993)

Les contributions relatives des UTEUU, des égouts pluviaux et des TEU aux rejets totaux d'eaux usées urbaines varient considérablement d'un endroit à l'autre et dépendent beaucoup de la démographie et du type d'aménagement de chaque région. Il y a également une grande variabilité entre les saisons et, évidemment, entre les périodes avec et sans précipitations. Une étude récente qui a comparé les charges de contaminants et les volumes de rejet estimatifs des usines de traitement des eaux usées, des égouts pluviaux et des TEU pour 17 secteurs préoccupants canadiens de la région des Grands Lacs (Schroeter,1997) permet toutefois de se faire une idée de l'importance relative des différents types de rejets. Les résultats montrent que le ruissellement pluvial a contribué pour 17 à 65 % au volume annuel des eaux usées dans ces secteurs, les TEU pour 1 à 6 % et les usines de traitement pour 35 à 80 %. L'ampleur de ces plages de valeur s'explique par des facteurs tels que la densité de population, et l'étendue et le type de l'aménagement dans chacun des 17 secteurs. Lors d'épisodes de précipitations, ces contributions relatives changeaient énormément, les eaux pluviales, les TEU et les usines de traitement rejetant respectivement environ 80 %, 7 % et 13 % du volume total des eaux usées. Plus de la moitié des solides en suspension provenaient des égouts pluviaux. Cependant, pendant les précipitations, ces solides provenaient presque exclusivement des eaux pluviales et des TEU. En revanche, les usines de traitement ont produit la plus grande charge de contaminants toxiques et les TEU la charge la plus faible.

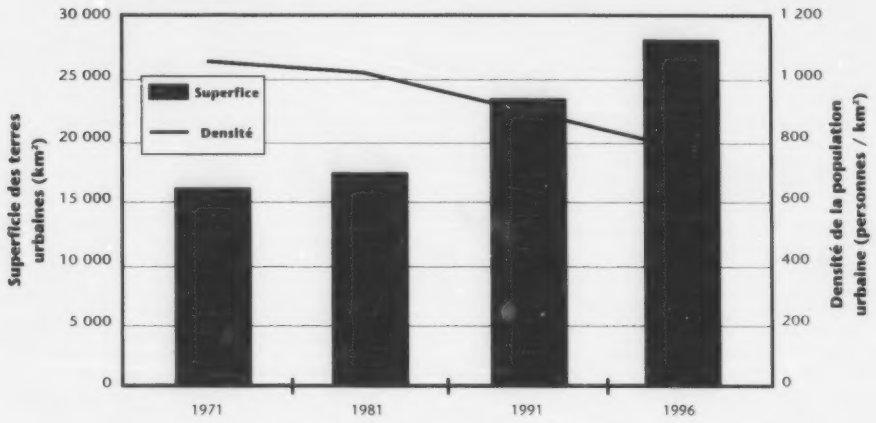
Facteurs régissant les effets des effluents urbains

Les stress imposés par les effluents urbains aux milieux aquatiques dépendent de plusieurs grands facteurs : le volume du rejet, la qualité de l'effluent (c.-à-d. les types et les quantités des contaminants qu'il contient), les caractéristiques du milieu récepteur, la capacité d'assimilation de l'eau réceptrice, le climat et la saison.

Volume du rejet

Les précipitations mises à part, le volume du rejet d'un réseau d'égouts urbain dépend surtout de la taille de la population et de la superficie desservie par le réseau, des caractéristiques de l'utilisation du sol dans la région et de la quantité d'eau utilisée par la population. La croissance de la population urbaine a été un facteur important de l'augmentation du volume des rejets urbains en raison de l'augmentation de la quantité d'eau utilisée et de l'urbanisation. Entre 1971 et 1996, la population urbaine du Canada a augmenté de 37 % pour atteindre 22,5 millions d'habitants, soit 76 % de la population totale. Cette croissance s'étant surtout traduite par l'aménagement de banlieues faiblement peuplées, la superficie urbanisée a augmenté beaucoup plus rapidement que la population urbaine. Au cours de cette période, la superficie des régions urbaines au Canada a augmenté de 77 %, c.-à-d. de 12 250 kilomètres carrés, ce qui est le double de l'Île-du-Prince-Édouard (Statistique Canada, 1997) (figure 4). Cette expansion se produit dans une région relativement peu étendue, la bande étroite, d'une largeur de quelques centaines de kilomètres à peine, qui longe la frontière avec les États-Unis et où vit 90 % de la population canadienne. Plusieurs plans d'eau dans cette région sont déjà perturbés par les activités humaines et des utilisations concurrentes des terres. L'expansion de l'utilisation des terres urbaines dans cette région ne peut qu'accroître ces pressions. L'augmentation résultante de la superficie aménagée a entraîné des hausses correspondantes du ruissellement urbain et des polluants (tels que les huiles et les sels de déneigement) généralement véhiculés par ce dernier.

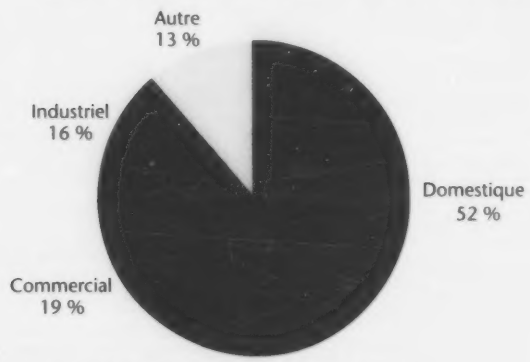
Figure 4. Superficie des terres urbaines et densité de la population au Canada, 1971–1996



(Source : Statistique Canada, 1997)

Ces stress ont été partiellement atténués par une diminution générale de la quantité d'eau utilisée par habitant dans les municipalités, ce qui a entraîné une réduction du volume des eaux d'égout domestiques par habitant. Toutefois, la consommation d'eau au Canada continue d'augmenter avec l'accroissement des populations urbaines. Après un maximum atteint en 1989, la quantité d'eau utilisée par habitant dans les agglomérations urbaines du Canada a diminué de plus de 10 % durant le début des années 1990. Néanmoins, la consommation d'eau par les Canadiens reste exceptionnellement extravagante comparativement aux moyennes internationales, et a récemment augmentée légèrement pour atteindre une moyenne urbaine par habitant en 1999 de 638 litres par jour, consommation qui n'est dépassée que par celle des États-Unis. Un peu plus de la moitié de cette eau est utilisée à des fins domestiques telles que la cuisine, le nettoyage, les ablutions, l'arrosage des pelouses, le remplissage des piscines et les chasses des cuvettes de toilette. Le reste est utilisé à des fins commerciales et industrielles et pour d'autres usages tels que la lutte contre les incendies (figure 5). Les pertes d'eau dues aux fuites de conduites maîtresses peuvent également contribuer beaucoup aux eaux urbaines utilisées, allant de 10 à 30 % dans certaines municipalités. Cette forte consommation d'eau, combinée aux modes actuels d'utilisation des sols, produit des volumes d'effluents urbains inutilement élevés.

Figure 5. Utilisation de l'eau dans les municipalités par secteur au Canada, 1999



(Source : Adapté d'Environnement Canada, 1999b)

Qualité de l'effluent

Les types de contaminants présents dans les eaux domestiques dépendent initialement des matières introduites dans le réseau d'égouts. Les rejets industriels et commerciaux en particulier ont un impact important sur les caractéristiques des eaux d'égout, la différence entre les collectivités étant souvent déterminée par le nombre et le type des entreprises et industries reliées au réseau d'égouts urbain. Les eaux domestiques varient moins d'un endroit à l'autre, mais la mesure dans laquelle les ménages rejettent dans le réseau les huiles à moteur, les peintures à l'huile, les solvants et autres substances toxiques peut également influer sur la qualité des eaux d'égout de la collectivité.

Le degré de traitement des eaux usées détermine les concentrations finales des principaux constituants de l'effluent rejeté dans l'environnement. Toutefois, des usines offrant le même niveau de traitement peuvent avoir des effluents de qualité très différente, et la qualité de l'effluent d'une usine donnée peut aussi varier avec le temps. Ces différences peuvent être attribuées à une grande diversité de facteurs, comme la conception de l'usine, la compétence de ses opérateurs, les fluctuations du débit et la saison de l'année. La consommation d'eau locale est également un facteur important, car une grande consommation d'eau dilue les eaux d'égouts brutes qu'il est alors plus difficile de traiter efficacement. Les usines de traitement donnent de meilleurs résultats quand elles traitent des eaux d'égout relativement peu diluées, dans lesquelles les contaminants sont donc plus concentrés.

Environ 3 % de la population canadienne desservie par des réseaux d'égouts vit dans des collectivités où les eaux domestiques ne subissent absolument aucun traitement. Même dans les collectivités dotées d'installations de traitement, il peut également se produire, parfois fréquemment, des rejets importants d'eaux d'égout non traitées à cause du trop-plein des égouts unitaires et séparatifs ou du contournement de ces installations.

Dans le cas des eaux pluviales, l'utilisation des terres est le principal facteur qui détermine la qualité des effluents. Par exemple, les zones fortement aménagées à fort volume de circulation contribuent généralement plus que les zones résidentielles aux quantités de solides en suspension, de métaux et de HAP présents dans les eaux pluviales et les TEU. Étant donné que la plus grande partie des eaux pluviales du Canada sont rejetées sans traitement, elles peuvent avoir d'importantes conséquences sur les caractéristiques de la pollution de l'eau locale.

Caractéristiques du milieu récepteur

Les caractéristiques physiques et chimiques des eaux réceptrices sont parmi les facteurs importants qui régissent les impacts des eaux usées urbaines sur le milieu aquatique. Ces caractéristiques sont la dureté, la température, l'acidité ou l'alcalinité de l'eau, les concentrations de fond de nutriments et de métaux et la nature physique du plan d'eau récepteur (cours d'eau, lac ou estuaire; eau douce ou eau salée, etc.). Par exemple, les effets toxiques de l'ammoniac sont liés au pH et à la température des eaux réceptrices. L'ammoniac non ionisé, qui est fortement toxique pour le poisson, est présent dans l'eau en équilibre avec sa forme non toxique, l'ammonium (ammoniac ionisé). Quand l'eau se réchauffe et qu'elle devient plus alcaline, une plus grande quantité d'ammonium est reconvertie en ammoniac non ionisé dont la concentration augmente. Par conséquent, des quantités assez importantes d'ammoniac peuvent se former à la suite d'une simple variation de la température de l'eau et du pH.

En fait, la toxicité de plusieurs substances augmente avec la température, phénomène que l'on observe couramment au voisinage des exutoires d'eaux usées urbaines. Pour la plupart des substances chimiques, la toxicité aiguë augmente en moyenne de 3,1 fois à chaque élévation de 10 °C de la température (Mayer et Ellersieck, 1988). Par contre, la dureté et le pH de l'eau ont des effets variables selon le type de la substance en cause. Par exemple, la toxicité de la plupart des produits chimiques inorganiques, tels que les chlorures, dépend de la dureté de l'eau, alors que la toxicité des substances organiques y est peu sensible (Pickering et Henderson, 1964; Inglis et Davis, 1972). L'acidité ou l'alcalinité relative de l'eau peut également modifier la toxicité des métaux et celle des acides et des bases organiques et inorganiques faibles (Mayer *et al.*, 1994). Quand l'eau devient plus alcaline, la toxicité des bases, comme l'ammoniac, augmente, alors que la toxicité des acides, comme l'acide sulfurique, décroît.

De plus, dans le cas des produits chimiques organiques, la biodisponibilité (c.-à-d. la partie de la quantité totale du produit chimique qui est disponible pour être absorbée par un organisme) peut être réduite par la présence de particules de matière organique. La raison en est que les substances organiques ont tendance à former des complexes avec les particules et que ces complexes sont trop gros pour traverser la membrane des branchies (Gobas et Zhang, 1994). Étant donné que la quantité de particules peut varier d'un écosystème aquatique à l'autre, la biodisponibilité, et donc la toxicité, d'une concentration donnée d'un contaminant peuvent varier considérablement entre les écosystèmes. De même, la biodisponibilité et la toxicité d'une substance peuvent être différentes dans un écosystème marin et dans un écosystème d'eau douce, bien que ces différences n'aient pas été grandement étudiées.

Capacité d'assimilation des eaux réceptrices

Le volume et le débit du plan d'eau récepteur déterminent sa capacité de diluer ou d'assimiler les effluents, et donc l'intensité des effets toxiques au voisinage du point de rejet. Même si un effluent concentré se révèle extrêmement létal dans les tests de laboratoire, les systèmes récepteurs qui ont une grande capacité d'assimilation peuvent le diluer jusqu'à un niveau où il n'est plus mortel. Cependant, dans les petits cours d'eau, les zones intertidales ou les eaux réceptrices à débits saisonniers périodiquement faibles, le volume d'eau peut être insuffisant pour diluer l'effluent jusqu'à un niveau non toxique (OMOE, 1990). Par ailleurs, même une grande capacité d'assimilation peut ne pas suffire pour contrer l'effet à long terme des substances chimiques persistantes qui ont tendance à s'accumuler dans les sédiments ou les tissus des organismes aquatiques sur de longues périodes.

La capacité de dilution d'un plan d'eau récepteur varie également avec le temps et dépend du volume du rejet et du débit de l'eau réceptrice au point de rejet. Le débit de l'eau réceptrice est lui-même déterminé par les quantités des précipitations, des eaux de ruissellement et des rejets souterrains, ainsi que par la superficie, la pente, le sol et la végétation du bassin hydrographique. Les marées peuvent également influer sur la capacité de dilution des eaux réceptrices estuariennes et marines.

Climat et saison

Les conditions climatiques et les variations saisonnières peuvent agir sur un certain nombre de facteurs qui régissent la toxicité des eaux usées urbaines et leurs effets sur le milieu récepteur. Ces facteurs sont les concentrations en oxygène dissous dans les eaux réceptrices, la température des eaux usées et du milieu récepteur, le niveau et la capacité d'assimilation de l'eau, les types de contaminants qui s'accumulent sur les surfaces urbaines (comme le sel de déneigement) et l'efficacité des usines de traitement des eaux d'égout. Dans la vallée du Fraser, par exemple, une étude des contaminants dans les eaux pluviales a montré que les concentrations étaient plus élevées en été. La raison en est que les pluies d'été dans la région sont généralement moins fréquentes mais plus intenses que les pluies d'hiver. Non seulement les pluies d'été sont plus efficaces pour évacuer les contaminants des rues, mais en outre les intervalles plus longs entre les orages donnent plus de temps aux contaminants pour s'accumuler (Hall *et al.*, 1998b). En Ontario, par contre, c'est en hiver que les eaux de ruissellement, particulièrement celles des autoroutes, sont le plus toxiques, en raison de l'utilisation du sel de déneigement, de l'accumulation des contaminants dans la neige et de la plus grande mobilité des métaux dans les eaux de ruissellement chargées de chlore (Marsalek *et al.*, 1999).

2 Les effluents urbains : leurs effets sur l'environnement, l'économie et la santé humaine au Canada

Les effluents urbains, y compris le rejet d'eaux usées traitées et non traitées, les trop-pleins d'égouts séparatifs et d'égouts pluviaux et les eaux de ruissellement ont un effet sur la santé des humains et des écosystèmes. Les composantes d'un effluent peuvent être de nature chimique, physique ou biologique, et leurs impacts incluent les changements dans les habitats aquatiques et la composition des espèces, la réduction de la biodiversité, des restrictions quant à l'utilisation de l'eau pour les loisirs et dans la récolte des mollusques et des crustacés et la contamination de l'eau potable (tableau 3). Tous ces impacts nuisent à la valeur de l'environnement, à la prospérité de l'économie et, ultimement, à la qualité de vie.

Crédit : Vincent Mercier, Bureau des indicateurs et de l'évaluation

Tableau 3. Effets écologiques et socioéconomiques des effluents urbains

Composante de l'effluent	Effets observés			
	Effets écologiques			Effets socioéconomiques
	Qualité de l'eau, habitat	Végétaux	Animaux	Santé, économie, loisirs
Produits chimiques				
Éléments nutritifs (phosphore et azote)	• augmentation des concentrations en éléments nutritifs • épuisement de l'oxygène à cause de la décomposition des matières végétales • réduction de la transparence de l'eau	• changements dans la composition des espèces algales • augmentation de la croissance des plantes nuisibles immergées • augmentation de la biomasse algale et formation possible de proliférations toxiques	• changements dans la composition des espèces résultant des changements dans les aliments des herbivores • réduction de la productivité et de la survie des invertébrés et du poisson à cause de l'épuisement de l'oxygène • concentration de biotoxines par les mollusques et les crustacés	• danger pour la santé résultant de la contamination de l'eau potable par les nitrates • problèmes de goût et d'odeur liés aux algues dans l'eau potable • risques pour la santé résultant de la consommation de mollusques et de crustacés contaminés par des toxines algales • obstruction des prises d'eau par des plantes nuisibles et des algues filamenteuses • perturbation de la navigation par des plantes nuisibles submergées • dégradation des rives et obstacles aux utilisations récréatives dus aux algues nuisibles • pertes économiques résultant de la fermeture de zones coquillières à cause de la présence de biotoxines
Contaminants toxiques (bioaccumulables et non bioaccumulables)	• augmentation des concentrations de contaminants toxiques dans l'eau et les sédiments	• toxicité aiguë ou chronique (touchant la reproduction, la croissance et la survie) qui modifie l'abondance et la diversité des espèces • bioaccumulation de contaminants toxiques	• toxicité aiguë ou chronique (touchant la reproduction, la croissance et la survie) qui modifie l'abondance et la diversité des espèces • bioaccumulation de contaminants toxiques • bioamplification des contaminants aux niveaux supérieurs du réseau trophique	• risque pour la santé résultant de consommation de poissons, mollusques et crustacés contaminés • risque pour la santé résultant de la consommation d'eau potable contaminée • pertes économiques résultant de la fermeture de zones coquillières et aquacoles contaminées par des métaux et/ou des composés organiques

(suite sur la page suivante)

Tableau 3. Effets écologiques et socioéconomiques des effluents urbains

Composante de l'effluent	Effets observés			
	Effets écologiques			Effets socioéconomiques
	Qualité de l'eau, habitat	Végétaux	Animaux	Santé, économie, loisirs
Produits chimiques entraînant la perturbation des fonctions endocriniennes (voir la section *Problèmes persistants et nouveaux problèmes*)			• difformités et mort des embryons chez les oiseaux et le poisson • dégradation de la reproduction et du développement chez le poisson • dérèglement des fonctions thyroïdienne et immunitaire chez les oiseaux ichtyophages • féminisation des poissons et reptiles mâles	• risques pour la santé humaine résultant de la consommation de nourriture (p. ex., poissons, mollusques et crustacés) et d'eau contaminées • pertes économiques et récréatives résultant des restrictions touchant la consommation
Physique				
Augmentation du débit d'eau (égout pluvial)	• érosion du lit des cours d'eau ou des rivières entraînant une augmentation des concentrations des solides en suspension dans l'eau • érosion des berges entraînant une augmentation des concentrations des solides en suspension • inondations • habitats emportés par les eaux		• perte d'habitat • affouillement • dérive vers l'aval des invertébrés vivant au fond des cours d'eau	• pertes économiques et récréatives résultant de la réduction de l'abondance des poissons
Solides en suspension	• réduction de la transparence de l'eau • transport de contaminants adsorbés • changements du débit liés aux sédiments	• réduction de la photosynthèse et de la croissance des végétaux due à la réduction de la transparence de l'eau	• étouffement des frayères • réduction de la croissance ou de la survie des espèces • blocage des voies de migration ou d'évacuation par les sédiments accumulés	• pertes économiques et récréatives résultant de la réduction de la quantité de poissons

(suite sur la page suivante)

Tableau 3. Effets écologiques et socioéconomiques des effluents urbains

Composante de l'effluent	Effets observés			
	Effets écologiques			Effets socioéconomiques
	Qualité de l'eau, habitat	Végétaux	Animaux	Santé, économie, loisirs
DBO	• réduction de l'oxygène dissous dans la colonne d'eau et les sédiments par l'accumulation de matières consommatrices d'oxygène		• mortalité massive de poissons, perte d'espèces, réduction de la biodiversité	• pertes économiques et récréatives résultant de la réduction de l'abondance des poissons
Réchauffement de l'eau réceptrice	• élévation de la température de l'eau ambiante	• remplacement d'espèces algales d'eaux froides par des espèces d'eaux chaudes	• remplacement de poissons d'eaux froides par des poissons d'eaux chaudes	• pertes économiques et récréatives résultant des changements dans les pêches
Débris flottants	• dégradation de l'esthétique		• famine, épuisement et infection de blessures chez les animaux pris dans les débris • obstruction du tube digestif par ingestion de débris	• danger pour la santé causé par les déchets sur les plages (p. ex., déchets médicaux) • perte de recettes touristiques par suite de la dégradation de l'esthétique • augmentation des dépenses liée à l'entretien des plages et des parcs
Biologique Présence de pathogènes (bactéries, virus, protozoaires)	• augmentation des concentrations de pathogènes dans l'eau et les sédiments		• augmentation des concentrations de pathogènes dans les coquillages filtreurs (mollusques bivalves)	• danger pour la santé résultant de la consommation d'eau potable, de poissons, de mollusques et de crustacés contaminés • danger pour la santé dans les zones de loisirs dû à l'exposition à des eaux et à des sédiments contaminés • limitation des utilisations récréatives (baignade et pêche) • pertes économiques résultant de la fermeture de frayères de poissons, de mollusques et de crustacés, ainsi que de plages

(Source : Extrait en partie de Chambers *et al.*, 1997)

Les impacts écologiques et leurs conséquences

Les effluents urbains sont responsables de la dégradation de plusieurs écosystèmes partout au pays. Les impacts peuvent découler d'une augmentation des charges nutritives, d'une réduction de l'oxygène dissous et du rejet de substances toxiques, dont un grand nombre peuvent se bioaccumuler et se bioamplifier dans la faune sauvage aquatique. Des changements physiques peuvent également nuire à l'environnement, dont une élévation de la température, une augmentation du débit de l'eau, qui peut causer des inondations et de l'érosion, une augmentation des solides en suspension et le rejet de débris flottants dans les plans d'eau.

Enrichissement en éléments nutritifs

L'enrichissement en éléments nutritifs est l'un des effets environnementaux les plus connus et les plus étudiés des effluents urbains (Welch, 1992). Certains éléments nutritifs, particulièrement le phosphore et l'azote, sont essentiels à la production végétale dans tous les écosystèmes aquatiques. Cependant, un apport excessif en éléments nutritifs peut engendrer des proliférations massives d'algues et la croissance de vastes herbiers. C'est l'eutrophisation, processus qui dégrade les écosystèmes aquatiques de plusieurs façons.

Dans les lacs où surviennent des proliférations d'algues, la destruction des nombreux phytoplanctons qui composent les proliférations va faire en sorte que le fond d'un lac sera recouvert de matières organiques. La décomposition de ces matières peut consommer la quasi-totalité ou la totalité de l'oxygène dissous dans l'eau ambiante, menaçant ainsi la survie de plusieurs espèces de poissons ainsi que les vertébrés et les invertébrés qui vivent au fond de l'eau. Dans les lacs et les régions côtières, certaines proliférations d'algues contiennent également des substances toxiques pour les humains et les espèces sauvages.

Dans les rivières et les cours d'eau, l'addition d'éléments nutritifs stimule la croissance du périphyton, qui est une forme d'algues filamenteuses croissant sur les surfaces rocheuses, et des plantes aquatiques à racines. Un enrichissement excessif peut toutefois désoxygéner l'eau et entraîner une baisse de la productivité du périphyton, ainsi qu'une réduction des populations d'invertébrés et de poissons vivant au fond de l'eau et la perte de certaines espèces.

Dans les eaux côtières, les éléments nutritifs stimulent la croissance du phytoplancton et d'algues de plus grandes dimensions, ce qui réduit la quantité de lumière qui atteint les herbiers du fond. Ceux-ci stabilisent les sédiments du fond et, quand ils disparaissent, la turbidité de l'eau augmente, ce qui la rend moins accueillante pour la flore du fond. En même temps, le phytoplancton qui flotte au voisinage de la surface où l'exposition à la lumière est plus grande continue de se multiplier. Avec la disparition des herbiers, plusieurs poissons et organismes benthiques perdent un élément important de leur habitat et ne peuvent survivre.

L'effet net de l'eutrophisation sur un écosystème est généralement une augmentation de l'abondance de quelques types de végétaux (jusqu'au point où ils deviennent les espèces dominantes) et une baisse du nombre et de la variété des autres espèces végétales et animales du système. Les poissons-gibiers sont parmi les espèces le plus fréquemment perdues dans l'eutrophisation des plans d'eau. L'un des exemples les plus connus d'un lac encore eutrophisé ces

dernières années et de sa restauration ultérieure est probablement celui du lac Érié (encadré 2). Les problèmes d'eutrophisation locale demeurent toutefois une préoccupation dans plusieurs collectivités canadiennes de la région des Grands Lacs. On détecte également des signes d'enrichissement en éléments nutritifs en aval des points de déversement d'eaux usées urbaines ou de zones d'agriculture intensive dans la plupart des rivières des régions peuplées du Canada. De plus, des cas périodiques de mortalité massive du poisson dans le port de Halifax ont été liés en partie à des apports de phosphore provenant d'eaux d'égout brutes.

Encadré 2. Restauration du lac Érié

Le lac Érié est l'un des exemples les mieux connus illustrant comment un écosystème aquatique peut être endommagé par des charges nutritives excessives et comment il peut être restauré par la réduction des apports nutritifs. Les dommages ont commencé au XIX^{e} siècle quand l'érosion du sol résultant du défrichement pour l'agriculture et le peuplement a entraîné une augmentation des charges de phosphore dans le lac. Une autre augmentation des charges de phosphore, plus impressionnante celle-là, a commencé dans les années 1940, quand de plus en plus de personnes ont eu recours aux réseaux d'égouts se déversant dans le lac et que l'on a commencé à utiliser des détergents à forte teneur en phosphore.

Les préoccupations liées à la mousse persistante produite par les détergents, la dégradation croissante de la qualité visible de l'eau et d'autres problèmes environnementaux ont amené les autorités à entreprendre des études scientifiques sur les causes et les impacts de la pollution du lac. En 1970, une étude binationale a confirmé l'existence d'un lien entre l'accroissement des concentrations de nutriments, particulièrement du phosphore, et l'apparition d'algues nuisibles. Pour résoudre le problème, des exercices de modélisation ont indiqué qu'il fallait ramener la charge de phosphore de 28 000 tonnes par année environ à quelque 11 000. En 1972, avec la signature de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs entre le Canada et les États-Unis, les deux pays ont convenu de ramener la charge de phosphore au niveau recommandé de 11 000 tonnes par année.

Quatre stratégies ont été utilisées pour atteindre cet objectif :

- L'utilisation du phosphore dans les détergents, qui à l'époque représentait environ 25 % du phosphore dans les eaux d'égout, a été graduellement éliminée.
- Des UTEUU ont été construites dans des collectivités où il n'y en avait pas, et un traitement secondaire a été ajouté aux usines de traitement primaire.
- Un traitement spécial a été utilisé pour ramener la concentration de phosphore à 1 mg par litre ou moins dans les effluents des usines de traitement des eaux usées d'une capacité de traitement supérieure à 265 000 litres par jour.
- Le phosphore provenant des engrais agricoles et du fumier étant une composante importante du problème, les fermiers ont été encouragés à adopter pour leurs champs des méthodes qui réduisent le ruissellement et l'érosion.

Au milieu des années 1980, la charge totale de phosphore du lac Érié avait été réduite de plus de 50 %. Depuis, elle oscille autour du niveau recommandé de 11 000 tonnes par an.

(suite sur la page suivante)

dernières années et de sa restauration ultérieure est probablement celui du lac Érié (encadré 2). Les problèmes d'eutrophisation locale demeurent toutefois une préoccupation dans plusieurs collectivités canadiennes de la région des Grands Lacs. On détecte également des signes d'enrichissement en éléments nutritifs en aval des points de déversement d'eaux usées urbaines ou de zones d'agriculture intensive dans la plupart des rivières des régions peuplées du Canada. De plus, des cas périodiques de mortalité massive du poisson dans le port de Halifax ont été liés en partie à des apports de phosphore provenant d'eaux d'égout brutes.

Encadré 2. Restauration du lac Érié

Le lac Érié est l'un des exemples les mieux connus illustrant comment un écosystème aquatique peut être endommagé par des charges nutritives excessives et comment il peut être restauré par la réduction des apports nutritifs. Les dommages ont commencé au XIX^{e} siècle quand l'érosion du sol résultant du défrichement pour l'agriculture et le peuplement a entraîné une augmentation des charges de phosphore dans le lac. Une autre augmentation des charges de phosphore, plus impressionnante celle-là, a commencé dans les années 1940, quand de plus en plus de personnes ont eu recours aux réseaux d'égouts se déversant dans le lac et que l'on a commencé à utiliser des détergents à forte teneur en phosphore.

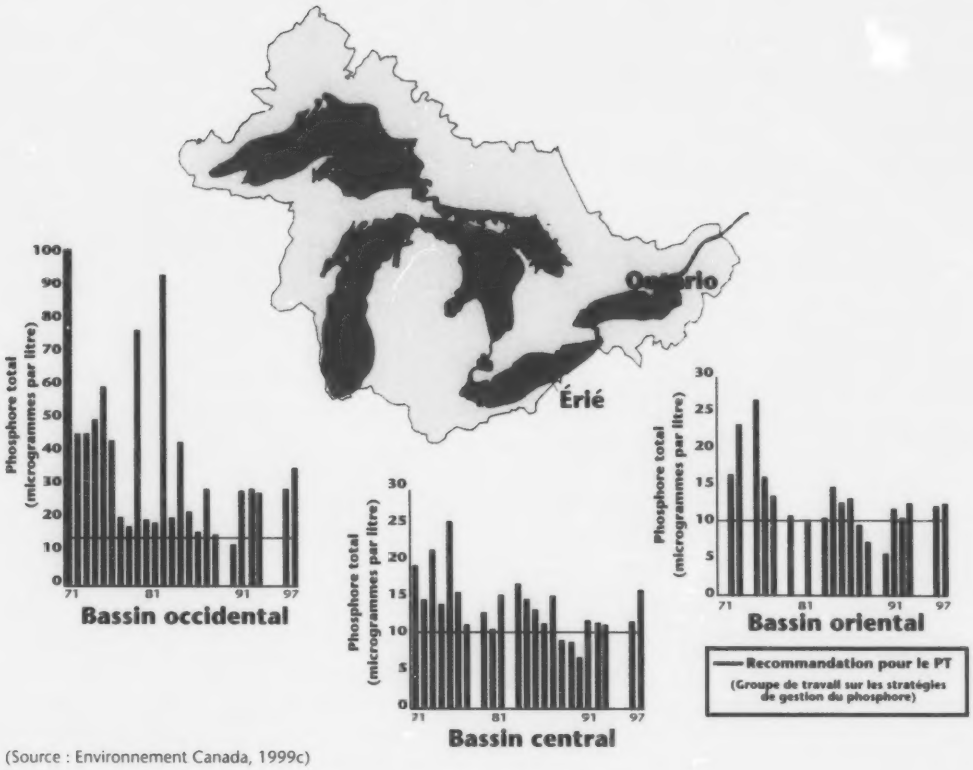
Les préoccupations liées à la mousse persistante produite par les détergents, la dégradation croissante de la qualité visible de l'eau et d'autres problèmes environnementaux ont amené les autorités à entreprendre des études scientifiques sur les causes et les impacts de la pollution du lac. En 1970, une étude binationale a confirmé l'existence d'un lien entre l'accroissement des concentrations de nutriments, particulièrement du phosphore, et l'apparition d'algues nuisibles. Pour résoudre le problème, des exercices de modélisation ont indiqué qu'il fallait ramener la charge de phosphore de 28 000 tonnes par année environ à quelque 11 000. En 1972, avec la signature de l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs entre le Canada et les États-Unis, les deux pays ont convenu de ramener la charge de phosphore au niveau recommandé de 11 000 tonnes par année.

Quatre stratégies ont été utilisées pour atteindre cet objectif :

- L'utilisation du phosphore dans les détergents, qui à l'époque représentait environ 25 % du phosphore dans les eaux d'égout, a été graduellement éliminée.
- Des UTEUU ont été construites dans des collectivités où il n'y en avait pas, et un traitement secondaire a été ajouté aux usines de traitement primaire.
- Un traitement spécial a été utilisé pour ramener la concentration de phosphore à 1 mg par litre ou moins dans les effluents des usines de traitement des eaux usées d'une capacité de traitement supérieure à 265 000 litres par jour.
- Le phosphore provenant des engrais agricoles et du fumier étant une composante importante du problème, les fermiers ont été encouragés à adopter pour leurs champs des méthodes qui réduisent le ruissellement et l'érosion.

Au milieu des années 1980, la charge totale de phosphore du lac Érié avait été réduite de plus de 50 %. Depuis, elle oscille autour du niveau recommandé de 11 000 tonnes par an.

(suite sur la page suivante)



(Source : Environnement Canada, 1999c)

Épuisement de l'oxygène dissous

Bien que les nutriments présents dans les eaux usées contribuent à appauvrir l'oxygène par eutrophisation, d'autres constituants des effluents peuvent l'épuiser plus directement. Les effluents contiennent en effet de grandes quantités de solides organiques, et la décomposition bactérienne de ces substances et l'oxydation des produits chimiques qu'elles contiennent peuvent consommer une grande partie de l'oxygène dissous dans les eaux réceptrices. La quantité d'oxygène consommée par la décomposition sur quelques jours est mesurée par la DBO dans les analyses des effluents en laboratoire. L'oxygène consommé en une heure ou deux par les réactions chimiques constitue la demande chimique en oxygène de l'effluent.

Étant donné que l'oxygène dissous est essentiel à la plupart des organismes aquatiques, la perte d'oxygène peut avoir des conséquences graves pour la vie aquatique (encadré 3). Ces effets peuvent être immédiats et à court terme, ou se prolonger durant des mois ou des années par suite de l'accumulation de matières consommatrices d'oxygène dans les sédiments de fond (Hvitved-Jacobsen,1982).

La quantité d'oxygène dissous dans l'eau dépend de la température de l'eau, de l'élévation du niveau de la mer et de la salinité de l'eau. L'oxygène se dissout plus facilement dans les eaux froides que dans les eaux chaudes. De même, l'eau douce contient plus d'oxygène que l'eau salée, et l'eau à faible élévation (où la pression atmosphérique est plus élevée) plus que l'eau à haute élévation. Les épisodes nocifs d'appauvrissement en oxygène surviennent souvent l'été quand l'eau est chaude et ne peut pas contenir autant d'oxygène. Toutefois, des cas d'épuisement grave peuvent

également se produire l'hiver quand la couverture de glace sur les rivière et les lacs empêche l'atmosphère de remplacer l'oxygène dissous qui a disparu de l'eau (Chambers et Mills, 1996). Au Canada, de nombreuses rivières du Nord couvertes de glace pourraient être vulnérables aux effets des effluents d'eaux usées sur les niveaux d'oxygène durant l'hiver.

Encadré 3. Épuisement de l'oxygène dissous dans l'estuaire du Fraser

Dans les années 1980, des études ont été menées pour évaluer l'impact des eaux usées de l'usine de traitement d'Iona Island sur le poisson et le milieu récepteur du banc Sturgeon de l'estuaire du Fraser en Colombie-Britannique. Avant 1988, l'effluent de l'usine de traitement était rejeté à marée haute dans la zone intertidale du banc. À marée basse, il était évacué vers la mer par un canal dragué traversant des platins de sable qui s'étendent sur plus de 6 kilomètres dans le détroit de Georgie. Une jetée rocheuse longeait le côté nord du canal d'évacuation de l'effluent sur une longueur d'environ 4 kilomètres et limitait efficacement la dispersion de l'effluent dans la partie sud du banc. Quand celui-ci était submergé par la marée, la demande en oxygène de l'effluent et des lits de boues au voisinage de l'exutoire réduisait progressivement la quantité d'oxygène dissous dans les eaux réceptrices. La zone d'épuisement de l'oxygène dissous s'étendait sur plus de 4 kilomètres, jusque dans le détroit de Georgie, mais restait près de la jetée à marée basse. Plusieurs organismes étaient stressés par cette eau faible en oxygène, ou en mouraient.

Étant donné que les espèces benthiques telles que la plie et le flétan et les espèces pélagiques comme le hareng étaient touchées, il était évident que l'oxygène s'était épuisé dans toute la colonne d'eau. Le poisson dans les eaux faibles en oxygène monte généralement à la surface pour respirer et devient alors une proie facile pour les oiseaux prédateurs. Les hérons et les mouettes du banc Sturgeon convergeaient généralement vers les eaux pauvres en oxygène où l'on pouvait trouver du poisson à la surface.

Plusieurs poissons plats morts d'âges différents ont été trouvés sur les platins de sable intertidaux du banc Sturgeon. De plus, les prises de poissons plats ont commencé à décliner dans la zone de pêche voisine du Fraser immédiatement après l'entrée en opération de l'usine de traitement d'Iona Island (Birtwell, 1996).

L'observation de ces impacts écologiques importants a mené en 1988 au prolongement du diffuseur de l'exutoire d'Iona Island au-delà de l'estuaire dans le détroit de Georgie, ce qui a fait disparaître l'ancien point de rejet du banc Sturgeon. Les chercheurs ont depuis étudié le rétablissement de la vie aquatique au voisinage de l'ancien exutoire et ont mesuré les changements dans la qualité de l'eau et des sédiments. Plusieurs améliorations ont été constatées et la concentration en oxygène dans l'eau au-dessus des sédiments a augmenté par rapport aux faibles concentrations mesurées quand l'exutoire était dans le banc (Environnement Canada, 1998a).

également se produire l'hiver quand la couverture de glace sur les rivière et les lacs empêche l'atmosphère de remplacer l'oxygène dissous qui a disparu de l'eau (Chambers et Mills, 1996). Au Canada, de nombreuses rivières du Nord couvertes de glace pourraient être vulnérables aux effets des effluents d'eaux usées sur les niveaux d'oxygène durant l'hiver.

Encadré 3. Épuisement de l'oxygène dissous dans l'estuaire du Fraser

Dans les années 1980, des études ont été menées pour évaluer l'impact des eaux usées de l'usine de traitement d'Iona Island sur le poisson et le milieu récepteur du banc Sturgeon de l'estuaire du Fraser en Colombie-Britannique. Avant 1988, l'effluent de l'usine de traitement était rejeté à marée haute dans la zone intertidale du banc. À marée basse, il était évacué vers la mer par un canal dragué traversant des platins de sable qui s'étendent sur plus de 6 kilomètres dans le détroit de Georgie. Une jetée rocheuse longeait le côté nord du canal d'évacuation de l'effluent sur une longueur d'environ 4 kilomètres et limitait efficacement la dispersion de l'effluent dans la partie sud du banc. Quand celui-ci était submergé par la marée, la demande en oxygène de l'effluent et des lits de boues au voisinage de l'exutoire réduisait progressivement la quantité d'oxygène dissous dans les eaux réceptrices. La zone d'épuisement de l'oxygène dissous s'étendait sur plus de 4 kilomètres, jusque dans le détroit de Georgie, mais restait près de la jetée à marée basse. Plusieurs organismes étaient stressés par cette eau faible en oxygène, ou en mouraient.

Étant donné que les espèces benthiques telles que la plie et le flétan et les espèces pélagiques comme le hareng étaient touchées, il était évident que l'oxygène s'était épuisé dans toute la colonne d'eau. Le poisson dans les eaux faibles en oxygène monte généralement à la surface pour respirer et devient alors une proie facile pour les oiseaux prédateurs. Les hérons et les mouettes du banc Sturgeon convergeaient généralement vers les eaux pauvres en oxygène où l'on pouvait trouver du poisson à la surface.

Plusieurs poissons plats morts d'âges différents ont été trouvés sur les platins de sable intertidaux du banc Sturgeon. De plus, les prises de poissons plats ont commencé à décliner dans la zone de pêche voisine du Fraser immédiatement après l'entrée en opération de l'usine de traitement d'Iona Island (Birtwell, 1996).

L'observation de ces impacts écologiques importants a mené en 1988 au prolongement du diffuseur de l'exutoire d'Iona Island au-delà de l'estuaire dans le détroit de Georgie, ce qui a fait disparaître l'ancien point de rejet du banc Sturgeon. Les chercheurs ont depuis étudié le rétablissement de la vie aquatique au voisinage de l'ancien exutoire et ont mesuré les changements dans la qualité de l'eau et des sédiments. Plusieurs améliorations ont été constatées et la concentration en oxygène dans l'eau au-dessus des sédiments a augmenté par rapport aux faibles concentrations mesurées quand l'exutoire était dans le banc (Environnement Canada, 1998a).

De faibles concentrations d'oxygène dissous nuisent à la survie des poissons en augmentant leur sensibilité aux maladies, en ralentissant leur croissance, en gênant leurs mouvements, en altérant leur alimentation, leur migration et leur reproduction, et en les rendant moins aptes à éviter les prédateurs. Un épuisement extrême de l'oxygène entraîne une mort rapide. De faibles concentrations d'oxygène dissous peuvent également nuire aux poissons indirectement en réduisant les populations d'organismes dont ils se nourrissent (Alberta Environmental Protection, 1996).

Les réductions à long terme des concentrations d'oxygène dissous peuvent entraîner des changements dans la composition des espèces. Une augmentation des réserves alimentaires sous la forme d'une augmentation de la quantité de détritus peut réduire la diversité de la faune de fond, qui est dominée par les vers et les larves de moucherons. Cette situation tend à favoriser les poissons qui se nourrissent sur le fond, tels que les meuniers et les carpes. Dans le lac Érié, par exemple, les populations de ciscos, de grands corégones, de dorés jaunes, de dorés noirs et de dorés bleus ont considérablement décliné durant les 40 ans pendant lesquels les charges nutritives du lac étaient en hausse. Les prises totales de poisson n'ont toutefois pas diminué. Les espèces préférées ont été remplacées par la carpe, le poisson buffalo, le malachigan et l'éperlan (Welch, 1992).

Toxicité directe pour les espèces sauvages

Les impacts toxiques des eaux usées urbaines sur les espèces sauvages peuvent être aigus et se produire rapidement, ou être cumulatifs et ne se manifester qu'après une période relativement longue (Hvitved-Jacobsen, 1986; Harremoes, 1988). Les impacts aigus des effluents d'usine de traitement sont généralement le résultat de niveaux élevés d'ammoniac et de chlore, de grandes charges de matières exerçant une DBO ou de concentrations toxiques de métaux lourds et de contaminants organiques. Les effets cumulatifs sont le résultat d'une accumulation graduelle de polluants dans l'eau réceptrice ou ses sédiments et le biote et ne deviennent apparents qu'au-dessus d'un certain seuil d'accumulation. En raison de la complexité et de la variabilité des effluents urbains, ainsi que de la diversité des facteurs environnementaux qui influent sur leurs activités biologiques individuelles et combinées, il n'est pas facile de tirer des conclusions générales quant à la toxicité des effluents urbains (Welch,1992; Chambers *et al.*, 1997).

Des tests de toxicité en laboratoire utilisant des algues planctoniques, du zooplancton et des poissons ont été effectués sur les effluents de plusieurs usines de traitement canadiennes afin de déterminer le niveau auquel les concentrations deviennent létales ou causent des changements physiologiques ou comportementaux[9]. Bien que les organismes aient des réactions différentes quand ils sont exposés à des effluents complexes (et à des substances particulières dans ces effluents), on a démontré que l'ammoniac non ionisé était la cause la plus fréquente de toxicité dans les effluents urbains. Les usines de traitement urbaines sont en fait la principale source quantifiable d'ammoniac pour les écosystèmes aquatiques de tout le Canada.

Les organismes d'eau douce sont les plus vulnérables à l'exposition à l'ammoniac (Environnement Canada, 2000). Les espèces les plus sensibles sont entre autres la truite arc-en-ciel, la crevette d'eau douce, le doré jaune, le ménomini de montagne et les sphaeriinés. Les insectes aquatiques et les microcrustacés sont plus résistants à l'ammoniac, bien qu'il y ait une grande variation de sensibilité

[9] Pour un examen détaillé des tests de toxicité en laboratoire des composants d'effluents d'eaux usées urbaines, on se reportera au document d'Environnement Canada (1997).

entre les divers insectes aquatiques (Environnement Canada, 2000). Le principal impact de l'ammoniac sur les écosystèmes aquatiques est probablement la toxicité chronique pour le poisson et les invertébrés benthiques; elle réduit leur capacité de reproduction et la croissance chez les jeunes.

La zone d'impact des composants toxiques des effluents urbains varie considérablement selon les conditions de rejet, telles que le débit, la température et le pH du cours d'eau. Par exemple, les eaux les plus vulnérables à l'ammoniac produit par les eaux eaux usées urbaines sont celles qui sont généralement basiques, quand une température d'été relativement élevée est combinée à un faible débit. Dans les conditions moyennes estimatives, certains rejets urbains pourraient être toxiques jusqu'à une distance de 10 à 20 kilomètres du point de rejet. On a noté une grave perturbation de la flore et de la faune benthiques en aval des exutoires d'eaux usées urbaines; parfois, les conditions de fond ne reviennent à la normale qu'à une distance de 20 à 100 kilomètres du point de rejet.

Bioaccumulation et bioamplification des contaminants

Certaines substances que l'on ne trouve qu'à des concentrations très faibles, voire à peine mesurables, dans l'eau peuvent parfois se retrouver à de très fortes concentrations dans les tissus des végétaux et des animaux. Ce phénomène est appelé bioaccumulation. Les substances bioaccumulables sont généralement très stables au point de vue chimique, avec une très grande durée de vie, et ne sont pas facilement décomposées par la digestion. Beaucoup sont plus solubles dans les graisses que dans l'eau et ont, par conséquent, tendance à s'accumuler dans les tissus adipeux plutôt qu'à être éliminées de l'organisme. Dans un nombre limité de ces contaminants, la concentration peut augmenter de façon encore plus radicale quand ils sont transmis de la proie au prédateur dans la chaîne alimentaire. Chaque prédateur reçoit en effet les contaminants que chacune de ses proies a accumulés au cours de sa vie et transmet sa propre accumulation quand il est lui-même ingéré par d'autres prédateurs au niveau suivant de la chaîne alimentaire. Ce processus, appelé bioamplification, fait que la concentration d'une substance toxique persistante dans un animal au sommet de la chaîne alimentaire, tel que le goéland argenté ou le béluga, peut être 10 millions de fois plus grande que sa concentration dans l'eau.

En raison de ces processus, même de très faibles concentrations de certaines substances dans les eaux usées sont préoccupantes. Comme exemples de substances persistantes bioaccumulables et toxiques détectées dans les eaux usées urbaines, on trouve les BPC, les dioxines et les furannes, les pesticides organochlorés, ainsi que le mercure et d'autres métaux lourds. Bien que de nombreuses substances puissent se bioaccumuler, seuls quelques métaux et substances chimiques organiques, comme le mercure et le DDT, se bioamplifient par l'intermédiaire du réseau trophique. Les effets des substances bioaccumulables sur les espèces sauvages sont bien connus : réduction du taux de réussite de la reproduction, difformités, tumeurs et lésions, réduction de la vitesse de croissance et déficience du système nerveux central (encadré 4). Bien qu'il y ait plusieurs autres sources de substances persistantes, bioaccumulables et toxiques dans l'environnement, y compris les rejets industriels et les contaminants déposés par l'atmosphère, les eaux usées urbaines restent parmi les plus importantes (Gouvernement du Canada, 1996).

Encadré 4. Les contaminants toxiques et la situation du béluga

De fortes concentrations de plusieurs substances bioaccumulables, toxiques et persistantes ont été détectées dans les prédateurs de niveau trophique supérieur dans diverses régions du Canada. Un exemple remarquable est celui des bélugas du Saint-Laurent. Depuis 1885, époque où il y avait environ 5 000 bélugas dans le Saint-Laurent, la population a diminué, pour se situer entre 300 et 700 individus. Comme résultat, le béluga a été inscrit sur la liste des espèces en péril du Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada.

La diminution de cette population a été attribuée, en partie, aux niveaux élevés des contaminants contenus dans les tissus adipeux des baleines. Les concentrations de BPC, de DDT et de mirex sont respectivement de 25, 32 et 100 fois plus élevées dans les bélugas mâles du Saint-Laurent que dans les mâles de la population arctique. Ces contaminants proviennent surtout des espèces-proies, particulièrement l'anguille, espèce migratrice qui descend de la région fortement urbanisée des Grands Lacs et du Haut Saint-Laurent. On croit que l'anguille est la seule source de mirex (produit ignifuge et pesticide dont l'utilisation est maintenant interdite) et qu'elle transmet jusqu'à 50 % des autres produits chimiques toxiques trouvés dans les baleines. On estime que ces fortes concentrations de contaminants sont responsables de la réduction du taux de réussite de la reproduction, de l'apparition de maladies rares et de la suppression du système immunitaire dans le béluga (Béland *et al.*, 1993; Béland, 1996).

Changements physiques des eaux réceptrices

Élévation de la température

Étant donné que les formes de vie aquatique ont des plages thermiques et des limites de tolérance propres, une élévation de la température moyenne d'un plan d'eau peut avoir d'importants effets écologiques, dont des changements dans la variété et l'abondance des espèces ainsi que la prolifération algale accrue (Welch, 1992). Les effluents d'eaux usées urbaines peuvent faire monter la température de l'eau parce qu'elle est généralement plus haute que celle des plans d'eau dans lesquels ils sont déversés. Les surfaces urbaines chaudes, telles que les routes et les toits, réchauffent les eaux pluviales quand celles-ci ruissellent sur elles et s'introduisent dans les égouts pluviaux et les égouts unitaires. L'élévation de la température peut aussi se produire dans les installations de régulation des eaux de ruissellement, particulièrement dans les bassins d'eau pluviales où le temps de séjour est prolongé. En fait, des études ont démontré que, durant les mois d'été, la température des effluents de ces bassins peut être plus haute de 10°C que celle des eaux à l'entrée (Schueler, 1987). Les effluents des usines de traitement des eaux usées peuvent également contribuer à l'élévation de la température. Celle-ci est plus facile à déceler durant les périodes où le débit est faible, particulièrement quand l'effluent est rejeté dans un plan d'eau calme.

Augmentation du débit d'eau

Le débit d'eau est l'un des facteurs physiques les plus importants qui déterminent la structure des habitats aquatiques. Une augmentation ou une variation du débit des eaux de ruissellement et des effluents d'eaux usées urbaines peuvent entraîner des modifications des habitats dans toutes les eaux réceptrices. Toutefois, ce sont les petits ruisseaux urbains qui subissent les effets les plus graves. L'urbanisation augmente le volume des eaux de ruissellement en réduisant l'infiltration des eaux pluviales dans le sol et en diminuant l'évapotranspiration de la végétation. Les réseaux de

Encadré 4. Les contaminants toxiques et la situation du béluga

De fortes concentrations de plusieurs substances bioaccumulables, toxiques et persistantes ont été détectées dans les prédateurs de niveau trophique supérieur dans diverses régions du Canada. Un exemple remarquable est celui des bélugas du Saint-Laurent. Depuis 1885, époque où il y avait environ 5 000 bélugas dans le Saint-Laurent, la population a diminué, pour se situer entre 300 et 700 individus. Comme résultat, le béluga a été inscrit sur la liste des espèces en péril du Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada.

La diminution de cette population a été attribuée, en partie, aux niveaux élevés des contaminants contenus dans les tissus adipeux des baleines. Les concentrations de BPC, de DDT et de mirex sont respectivement de 25, 32 et 100 fois plus élevées dans les bélugas mâles du Saint-Laurent que dans les mâles de la population arctique. Ces contaminants proviennent surtout des espèces-proies, particulièrement l'anguille, espèce migratrice qui descend de la région fortement urbanisée des Grands Lacs et du Haut Saint-Laurent. On croit que l'anguille est la seule source de mirex (produit ignifuge et pesticide dont l'utilisation est maintenant interdite) et qu'elle transmet jusqu'à 50 % des autres produits chimiques toxiques trouvés dans les baleines. On estime que ces fortes concentrations de contaminants sont responsables de la réduction du taux de réussite de la reproduction, de l'apparition de maladies rares et de la suppression du système immunitaire dans le béluga (Béland *et al.*, 1993; Béland, 1996).

Changements physiques des eaux réceptrices

Élévation de la température

Etant donne que les formes de vie aquatique ont des plages thermiques et des limites de tolerance propres, une elevation de la temperature moyenne d'un plan d'eau peut avoir d'importants effets ecologiques, dont des changements dans la variete et l'abondance des espèces ainsi que la proliferation algale accrue (Welch, 1992). Les effluents d'eaux usees urbaines peuvent faire monter la temperature de l'eau parce qu'elle est generalement plus haute que celle des plans d'eau dans lesquels ils sont deverses. Les surfaces urbaines chaudes, telles que les routes et les toits, rechauffent les eaux pluviales quand celles-ci ruissellent sur elles et s'introduisent dans les egouts pluviaux et les egouts unitaires. L'elevation de la temperature peut aussi se produire dans les installations de regulation des eaux de ruissellement, particulièrement dans les bassins d'eau pluviales ou le temps de sejour est prolonge. En fait, des etudes ont demontre que, durant les mois d'ete, la temperature des effluents de ces bassins peut être plus haute de 10 C que celle des eaux à l'entree (Schueler, 1987). Les effluents des usines de traitement des eaux usees peuvent egalement contribuer a l'elevation de la temperature. Celle-ci est plus facile à deceler durant les periodes où le debit est faible, particulièrement quand l'effluent est rejete dans un plan d'eau calme.

Augmentation du débit d'eau

Le debit d'eau est l'un des facteurs physiques les plus importants qui determinent la structure des habitats aquatiques. Une augmentation ou une variation du debit des eaux de ruissellement et des effluents d'eaux usees urbaines peuvent entrainer des modifications des habitats dans toutes les eaux réceptrices. Toutefois, ce sont les petits ruisseaux urbains qui subissent les effets les plus graves. L'urbanisation augmente le volume des eaux de ruissellement en reduisant l'infiltration des eaux pluviales dans le sol et en diminuant l'évapotranspiration de la vegetation. Les reseaux de

drainage urbains constituent également des voies plus efficaces pour évacuer les eaux de ruissellement et en accroître ainsi le débit de pointe.

Les effets environnementaux de l'augmentation du débit des eaux usées sont entre autres les inondations et l'érosion des berges, l'érosion du lit des cours d'eau et les affouillements, qui tous dégradent l'habitat (Schueler, 1987; Borchardt et Statzner, 1990). Certains impacts, tels que les inondations et les affouillements, sont instantanés, alors que d'autres, comme les changements dans la structure physique d'un cours d'eau et la perte d'habitat qu'ils entraînent, se produisent à long terme. Les impacts écologiques à plus long terme peuvent être une modification du réseau trophique et des pertes d'espèces vitales. La pêche est l'utilisation bénéfique de l'eau la plus touchée (Lijklema *et al.*, 1993).

Augmentation de la concentration des solides en suspension

Les solides en suspension sont naturellement présents dans les eaux de surface par suite de l'érosion, du transport de matériaux provenant du fond des lacs ou des rivières et de l'apport des affluents. L'érosion causée par l'activité humaine et les effluents en est une autre source. Les effluents d'eaux usées urbaines sont responsables d'un apport continu à long terme de solides en suspension dans l'environnement.

Les solides en suspension rejetés dans les eaux réceptrices, principalement ceux qui proviennent des eaux pluviales ou des TEU, peuvent avoir un certain nombre d'effets environnementaux directs et indirects, dont la réduction de la pénétration de la lumière solaire (et donc de la photosynthèse), l'étouffement des frayères, des dommages physiques aux poissons et les effets toxiques de contaminants fixés aux particules en suspension (Horner *et al.* 1994). La croissance et la survie de certaines espèces peuvent également être perturbées, soit par des effets directs (p. ex., l'érosion de tissus sensibles), soit par des effets indirects résultant de changements dans le réseau trophique ou de perturbations de la dispersion ou de la migration (p. ex., l'obstruction de zones de passage). Ces effets peuvent se manifester à diverses échelles temporelles. Un fort épisode unique de pluie ou de ruissellement peut avoir de grands impacts immédiats, mais ce sont les effets à long terme qui sont généralement les plus importants.

Débris flottants

Nos cours d'eau, lacs et océans contiennent des quantités étonnantes de débris de sources humaines. Les débris produits sur le sol comprennent les sacs de plastique, les contenants de restauration rapide, les canettes d'eau gazeuse, les sacs de croustilles et de bonbons en plastique, les gobelets à café, les mégots, les tampons hygiéniques, les condoms et les porte-canettes en plastique. Ces débris sont généralement éliminés par filtration quand ils arrivent à une usine de traitement.

Les mammifères marins et les oiseaux de mer sont particulièrement exposés aux dangers que présentent ces matières. Les sacs de plastique flottant à la surface de l'eau ressemblent aux méduses consommées par de nombreuses espèces de poissons, de dauphins et de tortues, chez qui ils peuvent causer l'obstruction du tube digestif ou un empoisonnement par les sous-produits toxiques résultant de la digestion de certains plastiques; les animaux peuvent également mourir d'inanition parce qu'ils ont l'impression d'être rassasiés. Les animaux sauvages qui restent

emprisonnés dans les débris de plastique risquent l'inanition, l'épuisement, l'infection de leurs plaies et la noyade.

Même s'il semblerait que les océans aient une capacité infinie pour disperser et absorber ces matières, les courants ont tendance à les concentrer dans les zones de convergence des courants. L'une de ces zones est le nord de la mer des Sargasses, dans l'Atlantique, qui est l'aire de fraye de nombreuses espèces de poissons. Il est difficile de déterminer la quantité de débris présente dans une région océanique donnée mais, selon les estimations d'une étude, 8 tonnes de débris, dont environ 92 % est du plastique, s'accumulent chaque année sur les rives de l'île de Sable, au large de la Nouvelle-Écosse. Sur la côte Ouest, Pêches et Océans Canada a estimé qu'il flotte entre 100 000 et 500 000 morceaux de débris sur les eaux côtières de la Colombie-Britannique.

Bien que les UTEUU filtrent les matières solides dans les eaux d'égout brutes, les effluents d'eaux usées urbaines restent une source importante de débris dans l'environnement. Les eaux pluviales et les TEU en sont les principaux contributeurs; toutefois, dans nombre de régions côtières du Canada, la pratique encore répandue de rejeter les eaux d'égout brutes directement dans les océans est une source importante et constante de débris flottants.

Impacts sur la santé humaine et impacts socioéconomiques

Au Canada, le coût des problèmes de santé liés à la pollution de l'eau est estimé à environ 300 millions de dollars par année (Santé Canada, 1997). Les Canadiens peuvent être exposés de diverses façons aux substances chimiques et aux pathogènes présents dans l'eau. Ils peuvent ingérer de petites quantités de polluants dans l'eau qu'ils consomment, absorber des contaminants à travers la peau quand ils se baignent ou se lavent, ou inhaler des gouttelettes ou des vapeurs en suspension dans l'air en prenant une douche. Ils peuvent également ingérer des aliments (poisson, mollusques, crustacés, etc.) qui sont contaminés par des polluants d'origine hydrique (Santé Canada, 1997). En plus des ces impacts sur la santé humaine, la pollution des effluents d'eaux usées peut réduire les avantages sociaux et économiques résultant de l'utilisation de l'eau. Ces impacts sont entre autres des fermetures périodiques de plages urbaines, des fermetures d'exploitations de pêche commerciale pour cause de contamination du poisson, des mollusques et des crustacés, et la diminution de l'attrait esthétique (avec perte de recettes touristiques).

Contamination de l'eau potable et maladies d'origine hydrique

Les maladies d'origine hydrique causées par des bactéries, virus et protozoaires sont au Canada les dangers sanitaires les plus courants associés à l'eau utilisée pour la consommation et les loisirs (Santé Canada, 1997). Les déchets des humains et des animaux sont les principales sources de ces contaminants microbiens. La plupart des municipalités traitent et désinfectent l'eau utilisée pour la consommation; c'est pourquoi les éclosions généralisées d'infections d'origine hydrique sont rares. Au Canada, des incidents isolés de contamination microbienne de l'eau potable par des TEU, des eaux pluviales ou des eaux d'égout traitées inadéquatement ont néanmoins été signalés (encadré 5). Ils sont généralement attribuables au mauvais fonctionnement des installations de traitement de l'eau ou à l'inexistence d'installations, ainsi qu'à l'habitude de disposer d'eau brute de bonne qualité.

Encadré 5. Contamination microbienne de l'eau potable au Canada par les trop-pleins d'égout unitaire, les eaux pluviales et les effluents traités inadéquatement d'usines de traitement d'eaux usées urbaines

La plupart des éclosions de maladies d'origine hydrique signalées au Canada sont dues aux protozoaires *Giardia* et *Cryptosporidium*. Les protozoaires peuvent survivre durant de longues périodes dans le milieu aquatique sous la forme de spores ou d'oocystes et sont généralement plus résistants à la chloration que les bactéries ou les virus pathogènes.

Giardia cause la lambliase, qui est une maladie gastro-intestinale de longue durée. La contamination fécale due à des mammifères sauvages et domestiques a souvent été en cause dans l'éclosion de la lambliase d'origine hydrique. Bien que la maladie puisse être transmise par les animaux au Canada, la plupart des éclosions d'origine hydrique ont été attribuées à la contamination par les eaux d'égout (Santé Canada, 1998). En 1988 et 1989, cinq éclosions de lambliase dues à l'eau potable contaminée, qui ont fait 18 victimes, ont été signalées au Canada. Depuis, d'autres sont survenues. La contamination par les eaux d'égout a été la cause de celles de Temagami (Ontario) en 1994 et de Dauphin (Manitoba) en 1996. Trente cas de lambliase ont été confirmés dans ce dernier incident (Gouvernement du Manitoba, 1997). La possibilité d'éclosions de lambliase est plus grande dans les régions septentrionales, car les eaux froides et les glaces sont des milieux présentant des conditions idéales pour la prolifération des parasites (Yukon Department of Renewable Resources et Environnement Canada, 1996).

Cryptosporidium est encore plus résistant à la chloration que *Giardia*. En 1996, une éclosion de cryptosporidiose, maladie intestinale semblable à la lambliase, a été signalée à Kelowna (Colombie-Britannique) et 15 000 personnes environ ont été atteintes. De fortes pluies et la fonte printanière peuvent en avoir été les facteurs. Il a également été suggéré que des conditions de vent inhabituelles ont inversé l'écoulement normal dans le lac Okanagan et repoussé vers la prise d'eau municipale les eaux d'égout rejetées. La cryptosporidiose peut être mortelle pour les personnes dont le système immunitaire est affaibli, telles que les personnes atteintes du sida.

Santé Canada a indiqué que l'incidence exacte des maladies d'origine hydrique est probablement beaucoup plus élevée que l'incidence mesurée, car la majorité des cas ne se traduisent que par des symptômes légers, semblables à ceux de la grippe, qui ne nécessitent pas de traitement médical (Santé Canada, 1997).

Paradoxalement, un autre risque potentiel des effluents d'eaux usées urbaines pour la santé humaine est lié à l'utilisation du chlore comme désinfectant dans le traitement des eaux usées et de l'eau potable. La chloration pour désinfecter l'eau potable a commencé vers 1916 au Canada et a virtuellement éliminé la typhoïde, le choléra et d'autres maladies d'origine hydrique; elle a été une des grandes réalisations de la politique de santé publique au Canada au cours du XX^e siècle. Malheureusement, le grand pouvoir oxydant du chlore fait qu'il réagit avec les matières organiques naturelles de l'eau brute pour donner des centaines de composés organiques chlorés que l'on appelle sous-produits de la chloration. Leur présence a été signalée pour la première fois dans l'eau potable en 1974. Les plus courants d'entre eux sont les trihalométhanes (THM), qui forment un groupe de produits chimiques incluant le chloroforme, le bromodichlorométhane,

Encadré 5. Contamination microbienne de l'eau potable au Canada par les trop-pleins d'égout unitaire, les eaux pluviales et les effluents traités inadéquatement d'usines de traitement d'eaux usées urbaines

La plupart des éclosions de maladies d'origine hydrique signalées au Canada sont dues aux protozoaires *Giardia* et *Cryptosporidium*. Les protozoaires peuvent survivre durant de longues périodes dans le milieu aquatique sous la forme de spores ou d'oocystes et sont généralement plus résistants à la chloration que les bactéries ou les virus pathogènes.

Giardia cause la lambliase, qui est une maladie gastro-intestinale de longue durée. La contamination fécale due à des mammifères sauvages et domestiques a souvent été en cause dans l'éclosion de la lambliase d'origine hydrique. Bien que la maladie puisse être transmise par les animaux au Canada, la plupart des éclosions d'origine hydrique ont été attribuées à la contamination par les eaux d'égout (Santé Canada, 1998). En 1988 et 1989, cinq éclosions de lambliase dues à l'eau potable contaminée, qui ont fait 18 victimes, ont été signalées au Canada. Depuis, d'autres sont survenues. La contamination par les eaux d'égout a été la cause de celles de Temagami (Ontario) en 1994 et de Dauphin (Manitoba) en 1996. Trente cas de lambliase ont été confirmés dans ce dernier incident (Gouvernement du Manitoba, 1997). La possibilité d'éclosions de lambliase est plus grande dans les régions septentrionales, car les eaux froides et les glaces sont des milieux présentant des conditions idéales pour la prolifération des parasites (Yukon Department of Renewable Resources et Environnement Canada, 1996).

Cryptosporidium est encore plus résistant à la chloration que *Giardia*. En 1996, une éclosion de cryptosporidiose, maladie intestinale semblable à la lambliase, a été signalée à Kelowna (Colombie-Britannique) et 15 000 personnes environ ont été atteintes. De fortes pluies et la fonte printanière peuvent en avoir été les facteurs. Il a également été suggéré que des conditions de vent inhabituelles ont inversé l'écoulement normal dans le lac Okanagan et repoussé vers la prise d'eau municipale les eaux d'égout rejetées. La cryptosporidiose peut être mortelle pour les personnes dont le système immunitaire est affaibli, telles que les personnes atteintes du sida.

Santé Canada a indiqué que l'incidence exacte des maladies d'origine hydrique est probablement beaucoup plus élevée que l'incidence mesurée, car la majorité des cas ne se traduisent que par des symptômes légers, semblables à ceux de la grippe, qui ne nécessitent pas de traitement médical (Santé Canada, 1997).

Paradoxalement, un autre risque potentiel des effluents d'eaux usées urbaines pour la santé humaine est lié à l'utilisation du chlore comme désinfectant dans le traitement des eaux usées et de l'eau potable. La chloration pour désinfecter l'eau potable a commencé vers 1916 au Canada et a virtuellement éliminé la typhoïde, le choléra et d'autres maladies d'origine hydrique; elle a été une des grandes réalisations de la politique de santé publique au Canada au cours du XX^{e} siècle. Malheureusement, le grand pouvoir oxydant du chlore fait qu'il réagit avec les matières organiques naturelles de l'eau brute pour donner des centaines de composés organiques chlorés que l'on appelle sous-produits de la chloration. Leur présence a été signalée pour la première fois dans l'eau potable en 1974. Les plus courants d'entre eux sont les trihalométhanes (THM), qui forment un groupe de produits chimiques incluant le chloroforme, le bromodichlorométhane,

le chlorodibromométhane et le bromoforme. Les Canadiens peuvent être exposés aux THM par la consommation d'eau chlorée ou de boissons préparées avec de l'eau chlorée, en inhalant des THM en suspension dans l'air provenant de l'eau du robinet, ou en absorbant des THM directement à travers la peau, particulièrement en prenant une douche (Santé Canada, 1997). Bien que quelques sous-produits de la chloration seulement aient été testés jusqu'ici, il semblerait que ces substances peuvent présenter un risque de cancer important (le cancer de la vessie particulièrement) pour les humains (Wigle, 1998).

En plus des risques pour la santé associés à l'eau contaminée, les collectivités peuvent devoir composer avec des problèmes de goût et d'odeur causés par de grandes accumulations d'algues. Une filtration additionnelle peut régler la situation, mais entraîne des dépenses supplémentaires pour les municipalités (Anderson et Quartermaine, 1998). La ville de Toronto, par exemple, a récemment dépensé 6 millions de dollars pour installer des filtres à charbon granulé à ses quatre usines de filtration afin de régler des problèmes d'odeur liés aux algues.

Dégradation de l'eau et utilisations récréatives de l'eau

Les zones récréatives proches des rives peuvent être facilement contaminées par des bactéries et d'autres pathogènes présents dans les TEU, les eaux pluviales et les eaux d'égout insuffisamment traitées. Le contact avec des eaux contaminées par des microbes peut causer des troubles gastro-intestinaux et des infections mineures de la peau, des yeux, des oreilles, du nez et de la gorge.

E. coli et/ou les coliformes fécaux sont généralement utilisés comme indicateurs de contamination par les pathogènes qui causent des maladies telles que l'hépatite B, l'entérite, le choléra et la fièvre typhoïde (encadré 6). La directive fédérale actuelle sur la qualité de l'eau utilisée pour les loisirs indique qu'entre 1 et 2 % des utilisateurs de cette eau risquent de contracter une maladie gastro-intestinale à une concentration en *E. coli* (ou coliformes fécaux) de 200 par 100 millilitres (Santé et Bien-être social Canada, 1992). Beaucoup des provinces et territoires ont toutefois leurs propres directives sur la qualité de l'eau utilisée pour les loisirs.

Crédit : Vincent Mercier, Bureau des indicateurs et de l'évaluation

Encadré 6. Les coliformes fécaux : Des indicateurs de la qualité de l'eau

Les coliformes fécaux comprennent plusieurs espèces de bactéries qui vivent normalement dans les intestins des humains et des animaux. Étant donné qu'ils sont évacués des intestins avec les selles, ils se retrouvent finalement dans les eaux d'égout et le ruissellement urbain. Certains d'entre eux, comme certaines souches de *E. coli*, peuvent être pathogènes, c'est-à-dire qu'ils peuvent causer des maladies (Santé Canada, 1997). D'autres bactéries, virus et protozoaires pathogènes provenant d'individus infectés peuvent également être transmis dans les plans d'eau par les rejets d'eaux usées. Heureusement, les types les plus perfectionnés de traitement des eaux usées, particulièrement ceux qui ont recours à la désinfection (p. ex., par l'irradiation ultraviolette ou la chloration), sont efficaces pour réduire les pathogènes dans l'effluent final.

L'identification et la numération sur une base régulière de la totalité des virus, des bactéries et des protozoaires pathogènes présents dans les eaux usées nécessiteraient beaucoup de temps, de travail et d'argent (Droste, 1997). Cependant, quand des coliformes fécaux sont présents dans l'eau, on peut supposer que d'autres pathogènes issus de l'appareil digestif des humains et des animaux le sont également. C'est ainsi que les autorités municipales et provinciales/territoriales mesurent les niveaux de coliformes fécaux afin d'évaluer le degré de contamination de l'eau par les pathogènes fécaux. Les coliformes fécaux sont particulièrement utiles à cette fin parce qu'ils sont généralement nombreux dans les eaux usées, qu'ils peuvent être facilement identifiés et comptés et que leur présence a été corrélée avec celle d'autres pathogènes (Geldreich, 1978; Droste, 1997).

Au Canada, la numération des coliformes est utilisée pour déterminer si les plages peuvent être ouvertes aux loisirs, si l'eau est potable et si les frayères de mollusques et de crustacés peuvent être ouvertes pour la récolte. Bien que le total des coliformes fécaux ait historiquement été l'indicateur le plus couramment utilisé, d'autres indicateurs bactériens, tels que la numération de *E. coli* et de streptocoques fécaux, sont maintenant utilisés plus fréquemment au Canada.

Les plages sont fermées par les autorités locales quand les niveaux de contaminants dépassent les seuils fixés par les directives, et elles le restent parfois plusieurs jours, jusqu'à ce que les contaminants soient revenus à des niveaux plus sécuritaires. Il est difficile d'obtenir des données exhaustives sur les fermetures de plages à l'échelle nationale en raison des différences entre les méthodes de collecte de données d'une municipalité à l'autre. On en a toutefois certaines. Par exemple, entre 1986 et 1994, 44 % des plages ontariennes des Grands Lacs, la plupart situées sur les rives du lac Ontario, ont fait l'objet d'avis de fermeture à un moment ou l'autre (Edsall et Charlton, 1997). Durant la saison de baignade de l'an 2000 au Manitoba, 46 plages ont été surveillées, et le seuil spécifié pour les loisirs a été dépassé au moins une fois à cinq d'entre elles (11 %). Les fermetures de plages au Canada surviennent surtout après de fortes pluies.

La surabondance d'algues peut également nuire aux utilisations récréatives et réduire l'esthétique du littoral. Les proliférations d'algues peuvent accroître la turbidité et changer la couleur de l'eau, en plus de causer des odeurs désagréables, l'encrassement des engins de pêche et la formation d'écume le long du littoral. Aux endroits où l'espèce nuisible *Cladophora* s'est implantée, de longs filaments qui se détachent à la fin de l'été et durant les orages peuvent s'accumuler le long du

littoral jusqu'à une épaisseur d'un mètre ou plus. Ces accumulations découragent la baignade et leur décomposition ultérieure produit des quantités nuisibles d'ammoniac qui peuvent rendre les propriétés voisines inutilisables et en faire baisser la valeur marchande. Les proliférations de végétaux peuvent également causer des problèmes aux plaisanciers.

Certaines espèces d'algues, les cyanobactéries, qui produisent des toxines puissantes pouvant endommager le foie ou le système nerveux, constituent une menace plus sérieuse. Leurs toxines ont également été mises en cause dans l'empoisonnement d'animaux en Alberta, en Saskatchewan, au Manitoba et en Ontario. Bien que l'aspect et l'odeur repoussants de l'eau dissuadent les gens d'en boire, des expositions accidentelles peuvent se produire au cours d'activités récréatives comme la baignade, le canot et la voile.

Parmi les autres problèmes dus aux eaux usées qui nuisent aux utilisations récréatives figurent les débris flottants, qui réduisent l'attrait esthétique du rivage et le rendent moins attrayant pour les touristes (encadré 7), ainsi que les perturbations résultant des augmentations de débit, des solides en suspension, de la DBO et de l'élévation de température, qui peuvent réduire l'abondance et la variété des poissons dans une région et, par conséquent, son potentiel pour la pêche sportive. En Nouvelle-Écosse, par exemple, le nombre des poissons pris par les pêcheurs à la ligne a baissé de près de 1,7 million, c'est-à-dire de 45 %, entre 1990 et 1995, d'après le Survey of Recreational Fishing. Il s'en est suivi une baisse de 5,5 millions de dollars des dépenses en hébergement et restauration, en transport et en services pour la pêche récréative durant ces années. Ces diminutions étaient dues en partie aux effluents d'eaux usées urbaines non traités (Wilson, 2000a).

Encadré 7. Le tourisme et les eaux d'égout non traitées

Le *Norwegian Sky*, le deuxième navire de croisière au monde par la taille avec 76 000 tonnes, a visité récemment St. John's (Terre-Neuve) et a contribué pour plus de 200 000 $ à l'économie locale. Le port est maintenant accessible aux grands navires grâce à l'élargissement de l'entrée du port. L'attrait de St. John's comme destination touristique est toutefois quelque peu compromis par le rejet de 120 millions de litres d'eaux d'égout brutes et d'eaux pluviales par jour dans le port par les municipalités voisines. Une grande partie de ces rejets se déposent sur le fond. Quand les déchets organiques sont décomposés par les bactéries anaérobies, il s'accumule du sulfure d'hydrogène, gaz d'odeur très forte. Quand les hélices des gros navires soulèvent les sédiments et libèrent le gaz, son odeur peut carrément rendre certaines personnes malades.

Les organisateurs d'excursions en bateau signalent également que les touristes n'aiment pas voir des déchets (condoms, serviettes hygiéniques, tampons, papier de toilette et autres matières jetées dans les toilettes) flotter, aussi bien dans le port de St. John's qu'au cours d'excursions le long de la côte. Il ne fait pas de doute que la pollution par les eaux d'égout des collectivités côtières du Canada a un impact négatif considérable sur l'industrie touristique.

Contamination des frayères de mollusques et de crustacés

Les côtes maritimes du Canada font vivre une industrie coquillière dont la valeur totale au débarquement a dépassé 1 milliard de dollars en 1997 (Statistique Canada, 2000). Malheureusement, cette industrie pourrait ne pas atteindre son plein potentiel parce que de vastes

Encadré 6. Les coliformes fécaux : Des indicateurs de la qualité de l'eau

Les coliformes fécaux comprennent plusieurs espèces de bactéries qui vivent normalement dans les intestins des humains et des animaux. Étant donné qu'ils sont évacués des intestins avec les selles, ils se retrouvent finalement dans les eaux d'égout et le ruissellement urbain. Certains d'entre eux, comme certaines souches de *E. coli*, peuvent être pathogènes, c'est-à-dire qu'ils peuvent causer des maladies (Santé Canada, 1997). D'autres bactéries, virus et protozoaires pathogènes provenant d'individus infectés peuvent également être transmis dans les plans d'eau par les rejets d'eaux usées. Heureusement, les types les plus perfectionnés de traitement des eaux usées, particulièrement ceux qui ont recours à la désinfection (p. ex., par l'irradiation ultraviolette ou la chloration), sont efficaces pour réduire les pathogènes dans l'effluent final.

L'identification et la numération sur une base régulière de la totalité des virus, des bactéries et des protozoaires pathogènes présents dans les eaux usées nécessiteraient beaucoup de temps, de travail et d'argent (Droste, 1997). Cependant, quand des coliformes fécaux sont présents dans l'eau, on peut supposer que d'autres pathogènes issus de l'appareil digestif des humains et des animaux le sont également. C'est ainsi que les autorités municipales et provinciales/territoriales mesurent les niveaux de coliformes fécaux afin d'évaluer le degré de contamination de l'eau par les pathogènes fécaux. Les coliformes fécaux sont particulièrement utiles à cette fin parce qu'ils sont généralement nombreux dans les eaux usées, qu'ils peuvent être facilement identifiés et comptés et que leur présence a été corrélée avec celle d'autres pathogènes (Geldreich, 1978; Droste, 1997).

Au Canada, la numération des coliformes est utilisée pour déterminer si les plages peuvent être ouvertes aux loisirs, si l'eau est potable et si les frayères de mollusques et de crustacés peuvent être ouvertes pour la récolte. Bien que le total des coliformes fécaux ait historiquement été l'indicateur le plus couramment utilisé, d'autres indicateurs bactériens, tels que la numération de *E. coli* et de streptocoques fécaux, sont maintenant utilisés plus fréquemment au Canada.

Les plages sont fermées par les autorités locales quand les niveaux de contaminants dépassent les seuils fixés par les directives, et elles le restent parfois plusieurs jours, jusqu'à ce que les contaminants soient revenus à des niveaux plus sécuritaires. Il est difficile d'obtenir des données exhaustives sur les fermetures de plages à l'échelle nationale en raison des différences entre les méthodes de collecte de données d'une municipalité à l'autre. On en a toutefois certaines. Par exemple, entre 1986 et 1994, 44 % des plages ontariennes des Grands Lacs, la plupart situées sur les rives du lac Ontario, ont fait l'objet d'avis de fermeture à un moment ou l'autre (Edsall et Charlton, 1997). Durant la saison de baignade de l'an 2000 au Manitoba, 46 plages ont été surveillées, et le seuil spécifié pour les loisirs a été dépassé au moins une fois à cinq d'entre elles (11 %). Les fermetures de plages au Canada surviennent surtout après de fortes pluies.

La surabondance d'algues peut également nuire aux utilisations récréatives et réduire l'esthétique du littoral. Les proliférations d'algues peuvent accroître la turbidité et changer la couleur de l'eau, en plus de causer des odeurs désagréables, l'encrassement des engins de pêche et la formation d'écume le long du littoral. Aux endroits où l'espèce nuisible *Cladophora* s'est implantée, de longs filaments qui se détachent à la fin de l'été et durant les orages peuvent s'accumuler le long du

littoral jusqu'à une épaisseur d'un mètre ou plus. Ces accumulations découragent la baignade et leur décomposition ultérieure produit des quantités nuisibles d'ammoniac qui peuvent rendre les propriétés voisines inutilisables et en faire baisser la valeur marchande. Les proliférations de végétaux peuvent également causer des problèmes aux plaisanciers.

Certaines espèces d'algues, les cyanobactéries, qui produisent des toxines puissantes pouvant endommager le foie ou le système nerveux, constituent une menace plus sérieuse. Leurs toxines ont également été mises en cause dans l'empoisonnement d'animaux en Alberta, en Saskatchewan, au Manitoba et en Ontario. Bien que l'aspect et l'odeur repoussants de l'eau dissuadent les gens d'en boire, des expositions accidentelles peuvent se produire au cours d'activités récréatives comme la baignade, le canot et la voile.

Parmi les autres problèmes dus aux eaux usées qui nuisent aux utilisations récréatives figurent les débris flottants, qui réduisent l'attrait esthétique du rivage et le rendent moins attrayant pour les touristes (encadré 7), ainsi que les perturbations résultant des augmentations de débit, des solides en suspension, de la DBO et de l'élévation de température, qui peuvent réduire l'abondance et la variété des poissons dans une région et, par conséquent, son potentiel pour la pêche sportive. En Nouvelle-Écosse, par exemple, le nombre des poissons pris par les pêcheurs à la ligne a baissé de près de 1,7 million, c'est-à-dire de 45 %, entre 1990 et 1995, d'après le Survey of Recreational Fishing. Il s'en est suivi une baisse de 5,5 millions de dollars des dépenses en hébergement et restauration, en transport et en services pour la pêche récréative durant ces années. Ces diminutions étaient dues en partie aux effluents d'eaux usées urbaines non traités (Wilson, 2000a).

Encadré 7. Le tourisme et les eaux d'égout non traitées

Le *Norwegian Sky*, le deuxième navire de croisière au monde par la taille avec 76 000 tonnes, a visité récemment St. John's (Terre-Neuve) et a contribué pour plus de 200 000 $ à l'économie locale. Le port est maintenant accessible aux grands navires grâce à l'élargissement de l'entrée du port. L'attrait de St. John's comme destination touristique est toutefois quelque peu compromis par le rejet de 120 millions de litres d'eaux d'égout brutes et d'eaux pluviales par jour dans le port par les municipalités voisines. Une grande partie de ces rejets se déposent sur le fond. Quand les déchets organiques sont décomposés par les bactéries anaérobies, il s'accumule du sulfure d'hydrogène, gaz d'odeur très forte. Quand les hélices des gros navires soulèvent les sédiments et libèrent le gaz, son odeur peut carrément rendre certaines personnes malades.

Les organisateurs d'excursions en bateau signalent également que les touristes n'aiment pas voir des déchets (condoms, serviettes hygiéniques, tampons, papier de toilette et autres matières jetées dans les toilettes) flotter, aussi bien dans le port de St. John's qu'au cours d'excursions le long de la côte. Il ne fait pas de doute que la pollution par les eaux d'égout des collectivités côtières du Canada a un impact négatif considérable sur l'industrie touristique.

Contamination des frayères de mollusques et de crustacés

Les côtes maritimes du Canada font vivre une industrie coquillière dont la valeur totale au débarquement a dépassé 1 milliard de dollars en 1997 (Statistique Canada, 2000). Malheureusement, cette industrie pourrait ne pas atteindre son plein potentiel parce que de vastes

zones au large des côtes de l'Atlantique et du Pacifique sont fermées aux récoltes par suite d'une contamination par les eaux d'égout ou de la présence de niveaux dangereux de toxines et de pathogènes provenant de sources naturelles et humaines. Les crustacés sont constitués d'espèces telles que le homard et le crabe, et les mollusques, qui sont des mollusques bivalves, d'espèces telles que les palourdes, les moules et les huîtres. C'est la consommation des mollusques bivalves qui est la plus grande menace à la santé humaine. Étant donné que ces mollusques filtrent de grands volumes d'eau pour en extraire les particules de nourriture en suspension, les bactéries et les virus nuisibles ainsi que les substances toxiques en présence dans l'eau peuvent se concentrer dans leurs organismes à des niveaux beaucoup plus élevés que ceux des eaux ambiantes.

Les effluents d'eaux usées urbaines et le ruissellement urbain contribuent à la pollution nuisible aux mollusques et aux crustacés de trois façons : la pollution chimique, la pollution bactériologique et la pollution par les biotoxines naturelles présentes dans des algues toxiques. La plupart des fermetures de frayères de mollusques et de crustacés au Canada sont imputables à la pollution bactériologique; les biotoxines naturelles viennent en second lieu pour le nombre de fermetures. Seulement quelques exploitations de mollusques et de crustacés ont été fermées principalement pour cause de contamination chimique. Dans ces cas, les dioxines et les furannes, les pesticides, et le mercure et d'autres métaux étaient les principaux contaminants.

La contamination bactériologique est ordinairement associée au rejet d'effluents de ruissellement urbain ou d'eaux d'égout urbaines qui n'ont pas été désinfectés. Les mollusques et les crustacés qui vivent dans les zones exposées à ces rejets peuvent être contaminés par des bactéries fécales et leur consommation peut entraîner des maladies telles que la gastro-entérite, la salmonellose, la fièvre typhoïde, le choléra et l'hépatite (Menon, 1988; Nelson, 1994; Nantel, 1996).

La contamination par les biotoxines naturelles se produit, dans l'eau douce et dans l'eau salée, quand les nutriments des rejets d'eaux d'égout, par exemple, stimulent la croissance d'espèces toxiques d'algues microscopiques. Les toxines produites par ces algues peuvent atteindre des concentrations indésirables quand celles-ci prolifèrent et forment de grandes masses. Ces toxines deviennent de plus en plus concentrées dans la chaîne alimentaire à mesure que les algues sont consommées par les crustacés et mollusques et les autres organismes marins. Bien que les mollusques et crustacés ne soient que marginalement perturbés par les toxines, une seule palourde peut en accumuler une quantité suffisante pour causer la mort d'un adulte (Anderson, 1994). Au Canada, trois formes d'empoisonnement grave résultant de la contamination par les algues ont été signalées : l'intoxication par la phycotoxine paralysante (PSP), l'intoxication par la phycotoxine amnestique (ASP) et l'intoxication par la phycotoxine diarrhéique (DSP) (Santé Canada, 1997).

L'intoxication par la PSP est due aux toxines produites par le dinoflagellé *Alexandrium fundyense*. Ces toxines peuvent se trouver dans le homard, les palourdes, les huîtres et les moules. Bien que les cas en soient rares au Canada, quelques-uns par année seulement, l'intoxication par la PSP reste un problème dans trois régions du pays : l'estuaire du Saint-Laurent, le tronçon inférieur de la baie de Fundy et toute la côte de la Colombie-Britannique (Santé Canada, 1997).

L'intoxication par l'ASP est causée par l'acide domoïque, une toxine produite par des algues microscopiques appelées diatomées, qui peuvent former de grandes proliférations. Dans la seule

éclosion confirmée d'ASP au monde, qui s'est produite en novembre et décembre 1987, plus de 100 Canadiens ont été malades et 3 personnes sont mortes après avoir consommé des moules contaminées de l'Île-du-Prince-Édouard.

L'intoxication par la DSP est due à des toxines produites par le dinoflagellé *Dinophysis*. Ces toxines se trouvent parfois dans les palourdes et les moules. En 1990, la première éclosion de DSP signalée en Amérique du Nord s'est produite en Nouvelle-Écosse quand 13 personnes ont consommé des moules contaminées. Depuis, il y a eu un autre cas confirmé d'intoxication par la DSP, mais le nombre réel de cas est probablement beaucoup plus élevé, car les symptômes peuvent facilement être confondus avec ceux de la grippe intestinale (Santé Canada, 1997).

En réponse aux préoccupations soulevées par la contamination des mollusques et des crustacés par les algues et d'autres sources, le gouvernement du Canada a élaboré le Programme canadien de contrôle de la salubrité des mollusques et le Programme canadien de salubrité des coquillières. Les principaux objectifs de ces programmes sont de faire en sorte que les frayères de palourdes, de moules, d'huîtres, de pétoncles et d'autres mollusques bivalves soient conformes aux critères fédéraux sur la qualité de l'eau, que les sources de pollution y soient identifiées et que tous les mollusques vendus commercialement soient récoltés, transportés et traités selon des modalités approuvées. On examine maintenant systématiquement les mollusques pour y détecter les toxines provenant du phytoplancton qui pourraient être une grave menace pour la santé.

La fermeture des lieux de récolte a sérieusement limité le potentiel économique de toutes les grandes pêcheries de mollusques du Canada. Sur la côte de la Colombie-Britannique, par exemple, il y a eu 246 fermetures pour cause de contamination par des pathogènes aux termes de la *Loi sur les pêches* en date de juillet 1999, sur une superficie d'environ 1 050 kilomètres carrés. Les sources de pollution multiples étaient responsables du plus grand nombre de fermetures, suivies par les exutoires d'égout, le drainage des terres agricoles et de l'arrière-pays, les rejets d'eaux usées de navires, le ruissellement urbain (incluant les eaux d'infiltration des fosses septiques) et la pollution par les usines de pâtes (Environnement Canada, 1999d). La portion du littoral de la Colombie-Britannique qui a été fermée à la récolte des mollusques s'est étendue substantiellement depuis qu'Environnement Canada a commencé à évaluer systématiquement la qualité de l'eau pour la consommation de mollusques au début des années 1970. Toutefois, une partie seulement de cette expansion peut être attribuée à une plus grande surveillance.

Au Québec, parmi les 196 zones coquillières évaluées en 1999, 114 (58 %) ont été fermées de façon permanente et 21 autres (11 %) du 1er juin au 30 septembre (Environnement Canada, 1999e). Les habitations privées, les usines de traitement d'eaux usées urbaines et le ruissellement des terres agricoles étaient responsables des 114 fermetures permanentes. Les égouts urbains étaient également directement responsables de la fermeture de 34 des 190 zones de récolte de myes et de moules bleues du Québec (Nantel, 1995).

Sur la côte atlantique (à l'exclusion du Québec), près de 36 %, ou 2 092 kilomètres carrés, des zones jugées appropriées à la récolte directe des mollusques ont été fermées en 1995 (Statistique Canada, 2000). En 1999, la superficie des zones fermées était pratiquement la même, soit 2 065 kilomètres carrés (Menon, 2000). Les pertes pour l'économie locale ont été évaluées à 10-12 millions de dollars environ.

Le risque de récolter des mollusques provenant d'eaux polluées augmente avec la proximité des zones fortement urbanisées ou agricoles. Les conditions de pollution sont souvent aggravées par les pluies, qui font que le ruissellement contaminé par les eaux d'égout ou les trop-pleins des installations de traitement des eaux d'égout atteignent les parcs à mollusques. Les zones voisines des villes, des villages et d'autres habitations restent souvent fermées toute l'année.

Contamination des ressources halieutiques

On sait que plusieurs substances toxiques s'accumulent dans le poisson, et les autorités provinciales et territoriales publient régulièrement des avis sur les limites de consommation sécuritaires de la consommation d'espèces prises dans certaines zones. La plupart de ces avis sont liés à cinq contaminants ou groupes de contaminants : le mercure, les BPC, le mirex/photomirex, le toxaphène (un pesticide) et les dioxines (OMOE, 1999). Bien que ces contaminants proviennent d'une grande variété de sources, ils ont tous été détectés dans les effluents d'eaux usées urbaines.

On s'inquiète également des effets des toxines algales sur l'aquaculture du poisson. Comme le poisson en cage ne peut éviter les zones de prolifération des algues, il pourrait y avoir des mortalités massives dues à l'ingestion directe de toxines, à la désoxygénation de l'eau ambiante ou à l'obstruction des branchies des poissons. Les proliférations de phytoplancton sont déjà une menace pour l'aquaculture de la baie de Fundy (Percy, 1996), une industrie de 100 millions de dollars, et la température de l'eau et les populations de phytoplancton sont maintenant surveillées régulièrement afin d'éviter les problèmes.

Il peut également y avoir des mortalités massives chez les poissons sauvages quand les toxines des proliférations d'algues sont introduites dans la chaîne alimentaire. On sait, par exemple, que les anchois des eaux de la Colombie-Britannique ont subi les effets nocifs de l'acide domoïque. Des centaines de tonnes de harengs ont également été empoisonnés sur la côte de l'Atlantique en 1976 et 1979 par des PSP qui s'étaient accumulées dans la chaîne alimentaire.

Crédit : DC Corel, photo nº 185033

3 Gestion des eaux usées urbaines au Canada

Qui gère les eaux usées urbaines au Canada?

Au Canada, la responsabilité de la collecte et du traitement des eaux usées urbaines, de l'administration et de l'exploitation des installations connexes, ainsi que de la réduction des effets sur l'environnement et la santé de ces eaux usées, est partagée entre tous les niveaux de gouvernement.

Gouvernements municipaux

Ce sont les gouvernements municipaux qui ont la responsabilité la plus directe en ce qui concerne les eaux usées en vertu du mandat qui leur est conféré par la loi de traiter les eaux d'égout. Les municipalités ont également le pouvoir, généralement en vertu d'une loi provinciale ou territoriale sur les municipalités, de réduire les rejets dans les réseaux d'égouts. Nombre d'entre elles utilisent ces pouvoirs pour adopter des règlements d'utilisation des égouts qui visent à réduire la toxicité des effluents et à établir des mesures de contrôle des sources. Par exemple, la Municipalité régionale d'Ottawa-Carleton réduit ou élimine les apports toxiques dans son réseau de traitement à l'aide de son programme de réduction de l'utilisation des égouts pour les déchets industriels. Toutes les installations industrielles, institutionnelles et commerciales qui rejettent des eaux usées non domestiques ou dont les déchets liquides sont transportés à une usine de traitement des eaux usées doivent se conformer au *Règlement municipal sur les égouts* qui fixe des limites aux divers polluants rejetés dans les égouts.

Gouvernements provinciaux et territoriaux

Les gouvernements provinciaux et territoriaux sont surtout responsables de la réglementation des opérations de traitement des eaux d'égout urbaines, et la plupart des provinces et territoires exercent un contrôle législatif au moyen de lois sur la réduction des déchets qui s'appliquent directement aux effluents d'eaux d'égout. Les exploitants des installations de traitement des eaux usées doivent obtenir l'approbation de leur gouvernement provincial ou territorial, dont les permis ou licences peuvent imposer des exigences d'entretien et de traitement s'ajoutant à celles déjà stipulées dans les règlements. Ces approbations peuvent également préciser des limites de rejet pour les effluents. Par exemple, le *Waste Management Act* de la Colombie-Britannique impose aux

municipalités d'avoir un plan gestion des déchets liquides approuvé par la province. Faute d'un tel plan, les rejets sont interdits dans cette province. De plus, les provinces et les territoires ont généralement des ententes de partage des frais avec les municipalités pour les projets d'infrastructure concernant le traitement des eaux d'égout.

Gouvernement fédéral

À l'heure actuelle, il n'y a aucune loi fédérale réglementant directement le rejet de substances nocives dans les eaux usées par les municipalités. Toutefois, il existe deux lois qui pourraient être applicables aux eaux usées urbaines. Pêches et Océans Canada et Environnement Canada sont responsables de l'application au niveau fédéral de la *Loi sur les pêches*, qui interdit, de façon générale, le rejet de « substances nocives » dans les eaux où vivent des poissons. La *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* réglemente le rejet de substances toxiques dans l'environnement et permet au gouvernement fédéral d'établir des règlements visant à réduire ou à éliminer l'utilisation de ces substances.

Autres

L'industrie privée, les établissements de recherche et d'enseignement, les organismes de protection de l'environnement et les Canadiens ont également une grande influence sur les décisions concernant la gestion des eaux usées. Grâce aux interventions de tous ces groupes, la gestion des eaux usées au Canada se compare avantageusement à celle de n'importe quel pays. Les eaux usées urbaines restent toutefois un important facteur de dégradation de l'habitat aquatique, de détérioration des eaux utilisées pour les loisirs, de contamination des frayères de mollusques et de crustacés, et d'autres problèmes pour l'environnement et la santé.

Que fait-on pour résoudre les problèmes?

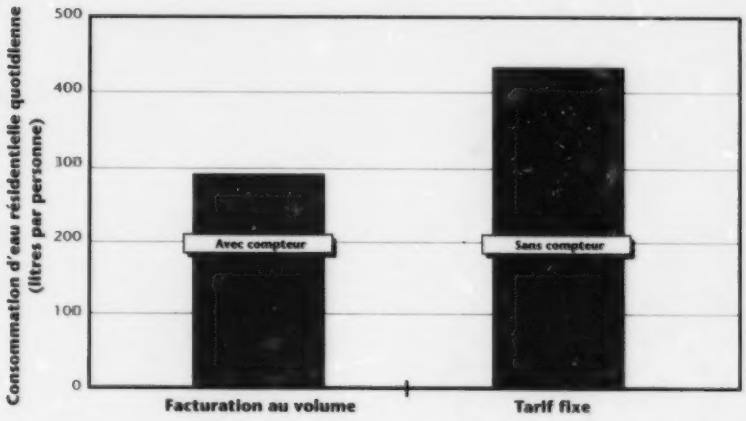
Diverses démarches ont été adoptées pour modifier nos activités quotidiennes et améliorer la façon de nous occuper de ces déchets. Des actions telles que l'éducation du public et la modification de la facturation de l'eau ont réduit la consommation d'eau par habitant en changeant les attitudes envers la conservation de l'eau et en encourageant l'utilisation de technologies qui économisent l'eau. Un autre type d'action est l'amélioration de la capacité de traitement des eaux usées par la construction de nouvelles usines de traitement en des lieux non desservis jusque-là et la modernisation des installations existantes offrant un niveau de traitement inadéquat. Parmi les autres actions figurent des programmes fédéraux, provinciaux, territoriaux et municipaux qui aident les collectivités à s'occuper des impacts locaux et de la gestion des effluents d'eaux usées urbaines.

Conservation de l'eau : utilisation de compteurs et facturation au volume, et utilisation de technologies qui économisent l'eau

Étant donné que l'utilisation excessive de l'eau au Canada augmente la capacité de traitement nécessaire et réduit l'efficacité du traitement, la réduction de l'utilisation de l'eau dans les municipalités est une façon simple et efficace d'améliorer la qualité des eaux usées. La facturation au volume s'est avérée un moyen efficace pour atteindre cet objectif au Canada et dans d'autres pays industrialisés (Environnement Canada, 1994; TRNEE 1996). Généralement, quand le coût de l'eau augmente, la quantité d'eau utilisée diminue, et donc la quantité d'eaux usées produites aussi

(TRNEE, 1996). Au Canada, les habitations dotées de compteurs qui étaient facturées au volume utilisaient environ 288 litres d'eau par habitant par jour en 1999, comparativement à 433 litres d'eau par habitant par jour dans les habitations à tarif fixe (figure 6).

Figure 6. Effet de la facturation résidentielle de l'eau au Canada, 1999



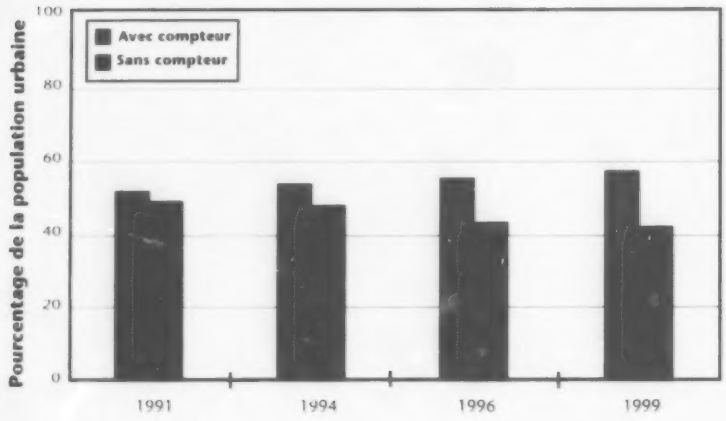
Note : Les municipalités « avec compteur » sont celles dont 75 % de la population approvisionnée en eau est dotée de compteurs d'eau, tandis que celles « sans compteur » ont moins de 25 % de la population dotée de compteurs. Les quelques centres ayant entre 25 et 75 % de la population dotée de compteurs n'ont pas été inclus dans l'analyse.

(Source : Adapté d'Environnement Canada, 1999b)

Comme le montre la figure 7, le pourcentage de la population urbaine au Canada dotée de compteurs d'eau est passé de 52,6 % à 57 % entre 1991 et 1999. Cela signifie qu'il existe encore de grandes possibilités d'utilisation de la facturation de l'eau comme outil de conservation et de recouvrement des coûts. Le coût de l'eau au Canada est présentement un des plus bas du monde. Il est moins de la moitié que celui de la plupart des pays de l'OCDE et ne couvre qu'environ la moitié des coûts d'approvisionnement en eau et de traitement des eaux usées (TRNEE, 1996; Environnement Canada, 1998b). Ces coûts supplémentaires ont généralement été couverts par des subventions fédérales, provinciales et territoriales, mais la situation pourrait changer en raison de restrictions budgétaires et d'une réduction des subventions aux municipalités; nombre d'entre elles vont probablement transférer au consommateur une plus grande partie du coût des services d'approvisionnement en eau et de traitement des eaux usées.

Dans un système où les utilisateurs assument tous les coûts, les consommateurs d'eau paient un prix équitable, qui couvre le coût total de l'eau et des services connexes de traitement des eaux usées, et qui est fonction de la quantité réellement utilisée. Plus on consomme d'eau, plus le coût est élevé. Cette méthode fait prendre conscience au consommateur de la vraie valeur des ressources en eau et l'encourage à les utiliser d'une façon plus efficace (Environnement Canada, 1993; TRNEE, 1996).

Figure 7. Distribution des populations urbaines avec et sans compteur d'eau au Canada, 1991–1999



Source : Adapté d'Environnement Canada, 1999b)

Par le passé, à cause des faibles prix à la consommation et de l'impression que les réserves canadiennes en eau propre étaient illimitées, il n'y avait pas une grande demande de technologies d'économie de l'eau (TRNEE, 1996). L'augmentation du coût de l'eau et une plus grande prise de conscience sociale de la nécessité de réaliser un développement durable ont fait monter cette demande. Les technologies et les méthodes utilisables pour réduire la consommation d'eau sont entre autres :

- la modernisation de la plomberie par des dispositifs de contrôle du débit, tels que des robinets réducteurs de pression, des pommes de douche et des toilettes à faible débit et des aérateurs de robinet;
- la réutilisation des eaux usées pour d'autres applications, telles que l'irrigation, et le recyclage de l'eau pour la réutiliser dans une même application;
- l'imposition de limites municipales à l'utilisation de l'eau (p. ex., limiter l'utilisation de l'eau à certaines périodes de la journée ou pour certaines applications, comme l'arrosage des pelouses);
- l'utilisation d'aménagements paysagers résistant à la sécheresse pour réduire les besoins d'irrigation; et
- la sensibilisation du public quant à la conservation de l'eau à la maison.

Collectivement, ces pratiques peuvent faire baisser substantiellement la quantité d'eau utilisée par les Canadiens et, par conséquent, réduire non seulement les pressions exercées sur l'environnement par les effluents d'eaux usées, mais également les coûts des services d'approvisionnement en eau et de traitement des eaux usées.

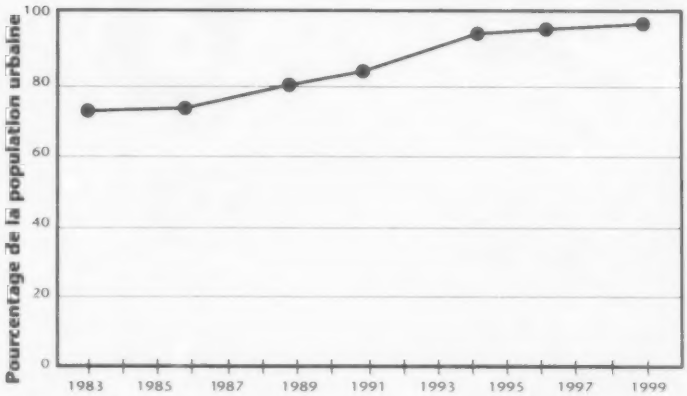
Amélioration de l'infrastructure et du traitement des eaux usées

Les impacts des eaux usées étant dus non seulement aux eaux d'égout non traitées ou traitées inadéquatement, mais également aux eaux pluviales et aux TEU, on a amélioré la capacité de gestion de tous ces types d'eaux usées afin de réduire les rejets de contaminants ainsi que le volume des eaux usées.

Traitement des eaux d'égout

Dans les quelque 10 dernières années, le Canada a considérablement amélioré sa capacité de traitement des eaux d'égout. Comme le montre la figure 8, le pourcentage de la population urbaine utilisant des égouts desservis par des usines de traitement a augmenté, d'un peu plus de 70 % en 1983 à 97 % en 1999. La plus grande partie de cette augmentation est due aux améliorations apportées au Québec, où la population urbaine bénéficiant d'un traitement quelconque s'est accrue d'environ 80 % entre 1986 et 1994.

Figure 8. Population urbaine bénéficiant d'un traitement des eaux usées au Canada, 1983–1999 (basé sur la population urbaine desservie par des réseaux d'égouts urbains)



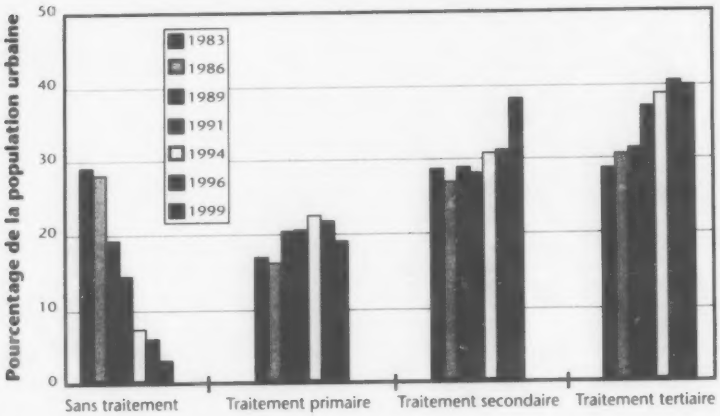
Note : Voir la figure 2 pour la description des types de traitement.

(Source : Adapté d'Environnement Canada, 1999b)

Le degré de traitement s'améliore également. En 1999, un traitement secondaire et un traitement tertiaire étaient fournis à 78 % de la population urbaine, comparativement à 56 % en 1983, et un traitement primaire à 19 % de la population, comparativement à 16 % (figure 9). Parmi ces récentes améliorations figurent les usines de traitement des îles Annacis et Lulu du district régional du Grand Vancouver. Elles sont passées du niveau primaire au niveau secondaire en 1998 et ensemble desservent une population d'un million de personnes environ. Un autre exemple est la modernisation en cours de l'usine de traitement des eaux usées Gold Bar, du niveau secondaire au niveau tertiaire avec élimination des nutriments biologiques. L'usine dessert plus de 640 000 habitants d'Edmonton et de la région avoisinante et devrait être complètement opérationnelle en 2005.

Les effets de ces améliorations dans le traitement des eaux d'égout sont illustrés par la réduction des charges de phosphore observées durant la même période (figure 10). Pour l'ensemble du Canada, les charges annuelles estimatives de phosphore ont diminué de 44 % entre 1983 et 1999 en dépit d'une augmentation de 24 % de la population urbaine desservie par des égouts durant cette même période (OMOE, 1993; Environnement Canada, 1999b). On a observé les mêmes tendances pour les charges d'autres substances, telles que les substances exerçant une DBO et les solides en suspension.

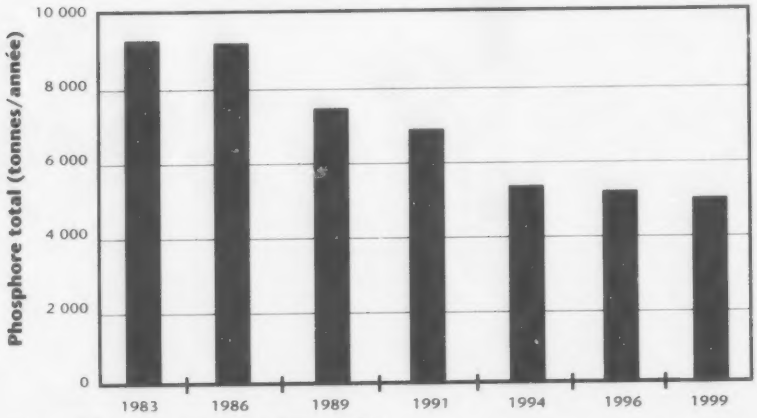
Figure 9. Niveaux de traitement des eaux usées urbaines au Canada, 1983–1999 (basé sur la population urbaine desservie par des réseaux d'égouts urbains)



Note : Voir la figure 2 pour la description des types de traitement.

(Source : Adapté d'Environnement Canada, 1999b)

Figure 10. Charges totales estimatives de phosphore introduites dans les eaux canadiennes par les usines de traitement des eaux usées au Canada, 1983–1999



(Source : Adapté d'Environnement Canada, 1999b)

En dépit de ces progrès, dans de nombreuses régions du pays, on continue de rejeter dans les eaux canadiennes des eaux d'égout non traitées ou traitées insuffisamment. Le problème est important dans la région de l'Atlantique, où même de grands centres urbains comme St. John's (Terre-Neuve) et Halifax (Nouvelle-Écosse) continuent de rejeter leurs eaux d'égout sans traitement. Dans cette région, les collectivités sans installations de traitement comptent pour un peu plus de 40 % de la population desservie par des égouts séparatifs.

Eaux pluviales

Jusqu'à tout récemment, les eaux pluviales n'étaient pas considérées comme un problème de pollution grave; les mesures de traitement étaient donc rares. Il y a cependant eu beaucoup de

progrès au cours de la dernière décennie dans l'élaboration de méthodes de contrôle de la pollution par les eaux pluviales et dans l'amélioration de ces méthodes. On les désigne souvent sous le vocable de « pratiques de gestion optimale » (PGO). Nombre de ces pratiques visent à diminuer le volume des eaux pluviales et à réduire les charges de contaminants en modifiant les paysages urbains et les réseaux d'égouts existants. Ces pratiques font généralement partie de l'une des catégories suivantes : politiques et mesures de contrôle des sources, PGO concernant les sites, PGO concernant les collectivités et mesures relatives aux bassins versants (Marsalek, 2000).

Les politiques et les mesures de contrôle des sources comprennent une variété de mesures non structurelles visant à réduire les quantités de contaminants dans les eaux usées. Les programmes de sensibilisation du public qui incitent la population à ne pas déverser les huiles à moteur et autres substances dangereuses dans les tuyaux d'évacuation ni faire de raccordements illégaux aux réseaux d'égouts sont un exemple de telles mesures. C'est le cas également de l'aménagement urbain qui limite le développement à faible densité, réduit la superficie des surfaces imperméables et crée des zones tampons de végétation pour absorber les eaux de ruissellement et protéger les cours d'eau et les terres humides. On peut aussi encourager l'adoption de procédures visant à empêcher les déversements durant la manutention et le transport des produits chimiques, et des mesures simples telles qu'accroître le balayage des rues et l'entretien des réseaux de drainage, qui peuvent réduire considérablement les quantités de particules grossières, de débris et d'autres contaminants qui aboutissent dans les eaux réceptrices.

Les PGO concernant les sites ont pour objet de confiner les eaux de ruissellement dans la région où elles ont leur source. Beaucoup de collectivités encouragent maintenant l'adoption de mesures de contrôle des sources au niveau des parcelles, par exemple, en accroissant la rétention de l'eau sur les toits, en débranchant les tuyaux de descente des égouts pluviaux et en réduisant la pente des parcelles pour ralentir l'écoulement des eaux de ruissellement.

D'autres méthodes efficaces de gestion des eaux pluviales comprennent la biofiltration au moyen de filtres de gazon et l'utilisation de rigoles de drainage (qui sont des fossés larges et peu profonds avec une végétation dense sur les côtés et au fond) pour remplacer les caniveaux et les égouts. Ces mesures favorisent l'infiltration dans le sol, retardent l'écoulement des eaux de ruissellement ou accroissent la qualité en y éliminant les polluants par décantation, filtrage, absorption et fixation biologique.

Certaines collectivités ont créé des fossés d'infiltration ou des champs de drainage qui permettent aux eaux pluviales de percoler dans le sous-sol en traversant des filtres de pierre concassée ou de sable ainsi que des toiles filtrantes. Ces dispositifs réduisent non seulement le volume et le débit des eaux de ruissellement, mais enlèvent également les polluants et rechargent les eaux souterraines. La qualité des eaux pluviales peut également être améliorée par l'installation de cuves de purification dans le réseau d'égouts. Ce sont essentiellement des réservoirs où les eaux sont traitées par sédimentation et écumage des substances flottantes (huiles et graisses). Les séparateurs d'huile ou de sable installés en aval des bouches d'égout ont une fonction similaire.

Les PGO dans les collectivités permettent de traiter de plus gros volumes d'eaux pluviales sur une plus grande superficie avant leur rejet final dans un plan d'eau récepteur. Les PGO les plus courantes dans les collectivités utilisent des bassins de gestion d'eaux pluviales et des milieux

humides artificiels. Les bassins de gestion d'eaux pluviales constituent une zone de retenue pour réduire les pointes de débit et permettre la décantation des solides en suspension et des polluants qui y sont fixés, tels que le phosphore. Les milieux humides artificiels réduisent les taux de particules et de polluants dissous au moyen des procédés physiques, chimiques et biologiques naturels des terres humides. Les étangs et les milieux humides sont souvent utilisés ensemble pour maximiser la capacité de traitement. Certaines municipalités peuvent également utiliser les installations d'infiltration communautaires. Celles-ci sont constituées de fossés d'infiltration et de bassins semblables à ceux utilisés dans les PGO concernant les sites, mais sont construites sur une plus grande échelle.

Avec les mesures à l'échelle des bassins versants, on met en pratique une méthode intégrée qui prend en compte la multiplicité des agressions influant sur la qualité des eaux pluviales dans un bassin versant donné. Ces mesures visent à réduire ces impacts par des restrictions quant à l'utilisation des terres, l'adoption de PGO concernant les sites et la protection des caractéristiques et des ressources naturelles, telles que les terres humides, les périmètres d'inondation, les zones tampons, les prés et les sols. La planification au niveau du bassin versant peut également aider à choisir des sites appropriés pour des installations telles que les étangs et les milieux humides destinés à recevoir les eaux pluviales.

Égouts unitaires

Environ 6,7 millions de Canadiens, demeurant pour la plupart dans les parties anciennes de grands centres urbains, étaient desservis par des égouts unitaires en 1969 (Waller, 1969). Ce nombre est probablement inférieur à l'heure actuelle en raison des baisses de population dans les régions urbaines anciennes et le remplacement de certains égouts unitaires par des égouts pluviaux et des égouts séparatifs distincts. Cette séparation des deux types d'égouts est toutefois une façon extrêmement onéreuse de résoudre le problème posé par les égouts unitaires, qui complique en outre le problème des eaux pluviales. Pour réduire les coûts de cette séparation, certaines administrations locales, comme celle de la ville de Vancouver, ont adopté des programmes de séparation adaptés au remplacement des infrastructures vieillissantes. En remplaçant environ 1 % du système chaque année, ce programme éliminera les égouts unitaires de Vancouver d'ici 2050. Certaines collectivités ont choisi de construire de grands réservoirs souterrains ou des tunnels pour retenir les TEU et les eaux pluviales en vue d'un traitement et d'une élimination ultérieurs. Bien que moins onéreuse que la séparation des égouts, cette méthode reste coûteuse.

On accorde beaucoup d'attention présentement à des méthodes plus innovatrices et moins coûteuses pour contrôler les TEU. La ville de Hamilton, par exemple, a fait l'expérience d'un système de contrôle informatisé perfectionné qui réachemine les eaux pluviales excédentaires vers des parties sous-utilisées du réseau d'égouts, où les eaux usées peuvent être retenues jusqu'au moment où elles seront retournées aux installations de traitement. Des systèmes satellites de traitement à grand débit, tels que celui qui est présentement mis à l'essai à Toronto, peuvent fournir un niveau adéquat de traitement primaire pour les écoulements intenses qui ne peuvent être acheminés à l'usine principale de traitement des eaux usées et qui autrement seraient rejetés sous la forme d'eaux d'égout brutes (Kok *et al.*, 2000). Les méthodes de gestion intégrées combinant divers dispositifs antipollution à différents niveaux permettent également de résoudre de façon économique les problèmes causés par les eaux pluviales et les TEU (Ellis et Marsalek, 1996).

Réduction à la source

Les municipalités ont un rôle clé à jouer dans la réduction du nombre, de la quantité et de la concentration des substances qui sont introduites dans les réseaux d'égouts et les UTEUU. La réduction à la source améliorera le succès des procédés de traitement ainsi que la qualité des effluents des UTEUU. Les gestionnaires des systèmes de traitement des eaux usées urbaines doivent donc connaître les substances susceptibles d'être présentes dans les réseaux d'égouts afin de les extraire efficacement de l'effluent. Le *Directory of Sources of Contaminants Entering Municipal Sewer Systems* (CWWA, 2000) est un outil de gestion utile qui a précisément été conçu à cette fin.

Réalisation de ces changements

Le financement des programmes visant à améliorer les infrastructures de traitement des eaux usées urbaines et à résoudre les questions concernant les eaux usées urbaines est assumé par tous les niveaux de gouvernement. Les initiatives régionales sur les écosystèmes auxquelles collaborent les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux, les collectivités et les groupes communautaires, l'industrie et les peuples autochtones pour restaurer des écosystèmes ciblés dans tout le pays en sont de bons exemples. L'un des grands problèmes visés par ces initiatives est l'effet des effluents d'eaux usées urbaines sur l'environnement. Il y a eu plusieurs réalisations importantes à cet égard dont :

- Le Programme d'action des zones côtières de l'Atlantique, créé en 1991, élabore et met en application une variété de projets pour améliorer la qualité des eaux usées à deux sites de Terre-Neuve, à deux sites de l'Île-du-Prince-Édouard, à quatre sites de la Nouvelle-Écosse et à cinq autres sites du Nouveau-Brunswick. Les plans d'une installation de traitement primaire pour St. John's ont été élaborés dans le cadre de ce programme.

- Le bassin du Saint-Laurent, au Québec, est une autre région où des infrastructures de traitement sont nécessaires. En 1996, 16% de la population riveraine déversait toujours des eaux usées non traitées dans le fleuve (Environnement Canada, 1998c). Cependant, la mise en place de nouvelles infrastructures de traitement des eaux usées grâce au Programme d'assainissement des eaux municipales du Québec, a contribué à réduire, de façon significative, la quantité d'eaux usées non traitées rejetés dans le fleuve Saint-Laurent. Une meilleure connaissance des effluents des UTEEU sera développée dans le cadre du Plan d'action St-Laurent Vision 2000 afin de soutenir les mesures de correction.

- Dans les régions qui bénéficient déjà d'un traitement, de nombreuses installations ne sont pas en mesure de respecter les normes de traitement plus élevées nécessaires pour éliminer certains effets, tels que l'eutrophisation. D'autres n'ont plus la capacité de répondre aux besoins de collectivités en croissance rapide. Parmi les régions où de tels besoins ont été constatés figurent l'estuaire du Fraser en Colombie-Britannique, les rivières Athabasca et Wapiti dans le nord de l'Alberta et les rives canadiennes des Grands Lacs. Grâce aux initiatives régionales sur les écosystèmes dans ces régions, soit le Plan d'action du Fraser, l'initiative concernant les écosystèmes des bassins hydrographiques du Nord et le programme Grands Lacs 2000, certaines améliorations importantes ont été apportées au traitement des eaux usées. Dans l'estuaire du Fraser, deux grosses usines de traitement

des eaux d'égout, qui desservent environ 1 million d'habitants, sont par exemple passées au niveau de traitement secondaire, et l'on passe présentement au niveau de traitement tertiaire dans les usines de Grande Prairie et de Jasper en Alberta.

Toutefois, en raison des coûts très substantiels de la modernisation des usines de traitement des eaux d'égout, nombre de collectivités ont tardé à apporter des améliorations pourtant urgentes. Le programme Grands Lacs 2000 a tenté de s'attaquer à ce problème en déterminant de nouvelles technologies à la fois efficaces et économiques et en en faisant la promotion. Il a également fait la promotion de l'utilisation extensive de vérifications de procédés pour déterminer comment la capacité et l'efficacité d'une usine peuvent être améliorées par des changements dans les procédures d'exploitation ou de petites modifications des installations. Dans plusieurs cas, ces modifications ont permis aux municipalités d'atteindre leurs objectifs de lutte contre la pollution sans améliorations coûteuses. Par exemple, une étude d'optimisation a évalué les façons de réduire les rejets de phosphore de l'usine de traitement des eaux d'égout de Collingwood (Ontario) sans agrandir l'installation existante. Une utilisation innovatrice des technologies existantes a permis de réaliser des économies estimées à 6 millions de dollars.

Le Programme d'action national pour la protection du milieu marin contre la pollution d'origine terrestre, dont l'objectif est d'empêcher la pollution marine et de protéger l'habitat côtier, comme les frayères de mollusques et de crustacés, contre les activités humaines terrestres, y compris les effluents d'eaux usées urbaines, est un autre programme clé. Il est basé sur des programmes fédéraux, provinciaux et territoriaux existants, y compris les initiatives régionales visant les écosystèmes et les programmes d'Environnement Canada concernant les mollusques et les crustacés.

Divers niveaux de gouvernement en Nouvelle-Écosse ont également participé à un projet dans le but de déterminer les coûts et les avantages réels du traitement des eaux d'égout et de la réduction à la source dans le port de Halifax (encadré 8).

Encadré 8. Étude de cas sur le port de Halifax : Est-il économiquement avantageux de construire des usines de traitement des eaux usées urbaines?

Le port de Halifax, où vit la plus grande population urbaine des provinces de l'Atlantique, est depuis longtemps touché par la mauvaise qualité de l'eau et des sédiments contaminés provenant du rejet continu d'effluents d'eaux usées urbaines non traitées. Les impacts sur l'écosystème, l'esthétique et la qualité de vie urbaine du port (c.-à-d. sa valeur récréative, sa valeur commerciale et le bien-être de ses habitants) sont donc graves.

Une étude récente de GPI Atlantic (Wilson, 2000b) a évalué les coûts et les avantages de construire quatre nouvelles usines de traitement des eaux usées dans le port, comme le proposait le Halifax Harbour Solutions Plan (HRM, 1999a, 1999b). Bien que la construction de l'infrastructure, qui doit durer 10 ans, soit estimée à 315 millions de dollars et que les frais d'exploitation soient d'environ 8,8 millions de dollars par année, le plan de traitement pourrait permettre de réaliser un bénéfice net allant de 38,5 à 392 millions de dollars sur une période de 60 ans. Les améliorations de la qualité de l'eau et de l'attrait esthétique entraîneraient :

(suite sur la page suivante)

- une réduction des risques pour la santé dus aux micro-organismes pathogènes; bien qu'ils n'aient pas été comptabilisés dans l'analyse, il y aurait probablement des avantages économiques découlant d'une réduction des admissions dans les hôpitaux et des coûts de traitement, des pertes de productivité en milieu de travail et à la maison et des pertes de temps consacré aux loisirs;
- une amélioration de la qualité de l'habitat et une augmentation de la probabilité que le port puisse assurer la subsistance de populations d'espèces sauvages saines, telles que le homard et la plie rouge (avantages non comptabilisés);
- la protection de la pêche au homard, actuellement d'une valeur annuelle de 1 million de dollars, et la réouverture de 30 à 50 % des frayères de mollusques et de crustacés (0,23-0,38 million de dollars par année);
- une augmentation de 5-10 % (ou de 116-233 millions de dollars) de la valeur des propriétés;
- une augmentation des recettes du tourisme de 2-3 % (ou de 478-717 millions de dollars); et
- la protection de la capacité de l'écosystème du port à décomposer les nutriments provenant des effluents d'eaux usées (58,1 millions de dollars).

Bien que les « usines de traitement primaire perfectionnées » prévues ne puissent éliminer tous les contaminants des eaux usées urbaines, elles devraient réduire de façon importante les solides en suspension, les matières consommatrices d'oxygène, les contaminants bactériens et les nutriments. En plus de ce plan de traitement, des programmes de réduction à la source, y compris des programmes d'éducation, de législation et d'application des règlements visant les habitations et les exploitations industrielles et commerciales sont également recommandés. Ces programmes limiteraient ou interdiraient le rejet de nombreux contaminants toxiques dans les réseaux d'égouts, ce qui réduirait les coûts d'épuration de l'eau et de traitement des eaux usées et éventuellement les coûts d'assainissement futurs.

Au printemps 2000, le gouvernement fédéral a annoncé un investissement dans l'infrastructure matérielle canadienne d'une valeur totale de 2,6 milliards de dollars sur une période de six ans. Une partie de ces fonds doit être réservée pour les projets sur les « infrastructures écologiques », telles que les initiatives concernant les eaux usées urbaines et les eaux d'égout domestiques. Le gouvernement fédéral a également annoncé un Fonds d'investissement municipal vert de 100 millions de dollars et un Fonds d'habitation municipal vert de 25 millions de dollars pour encourager les municipalités à investir dans les pratiques optimales et les projets environnementaux innovateurs. Ces projets doivent porter sur l'amélioration des installations d'épuration de l'eau et de traitement des eaux usées.

En plus de financer les projets liés à l'approvisionnement en eau et au traitement des eaux usées, le gouvernement fédéral fait preuve de leadership dans la gestion des effluents d'eaux usées en adoptant de saines pratiques de protection de l'environnement et d'ingénierie pour la gestion des eaux usées dans les installations fédérales. Des limites dans l'effluent final ont été fixées pour de nombreux polluants des eaux usées et, en cas de présence de matières non répertoriées dans les eaux d'égout, les limites permises seront déterminées par une méthode rationnelle. Ces directives concernant les effluents sont identiques aux normes établies ou aux exigences des agences de réglementation fédérales, provinciales ou territoriales, ou plus rigoureuses encore (FCEMS WWWG, 2000).

des eaux d'égout, qui desservent environ 1 million d'habitants, sont par exemple passées au niveau de traitement secondaire, et l'on passe présentement au niveau de traitement tertiaire dans les usines de Grande Prairie et de Jasper en Alberta.

Toutefois, en raison des coûts très substantiels de la modernisation des usines de traitement des eaux d'égout, nombre de collectivités ont tardé à apporter des améliorations pourtant urgentes. Le programme Grands Lacs 2000 a tenté de s'attaquer à ce problème en déterminant de nouvelles technologies à la fois efficaces et économiques et en en faisant la promotion. Il a également fait la promotion de l'utilisation extensive de vérifications de procédés pour déterminer comment la capacité et l'efficacité d'une usine peuvent être améliorées par des changements dans les procédures d'exploitation ou de petites modifications des installations. Dans plusieurs cas, ces modifications ont permis aux municipalités d'atteindre leurs objectifs de lutte contre la pollution sans améliorations coûteuses. Par exemple, une étude d'optimisation a évalué les façons de réduire les rejets de phosphore de l'usine de traitement des eaux d'égout de Collingwood (Ontario) sans agrandir l'installation existante. Une utilisation innovatrice des technologies existantes a permis de réaliser des économies estimées à 6 millions de dollars.

Le Programme d'action national pour la protection du milieu marin contre la pollution d'origine terrestre, dont l'objectif est d'empêcher la pollution marine et de protéger l'habitat côtier, comme les frayères de mollusques et de crustacés, contre les activités humaines terrestres, y compris les effluents d'eaux usées urbaines, est un autre programme clé. Il est basé sur des programmes fédéraux, provinciaux et territoriaux existants, y compris les initiatives régionales visant les écosystèmes et les programmes d'Environnement Canada concernant les mollusques et les crustacés.

Divers niveaux de gouvernement en Nouvelle-Écosse ont également participé à un projet dans le but de déterminer les coûts et les avantages réels du traitement des eaux d'égout et de la réduction à la source dans le port de Halifax (encadré 8).

Encadré 8. Étude de cas sur le port de Halifax : Est-il économiquement avantageux de construire des usines de traitement des eaux usées urbaines?

Le port de Halifax, où vit la plus grande population urbaine des provinces de l'Atlantique, est depuis longtemps touché par la mauvaise qualité de l'eau et des sédiments contaminés provenant du rejet continu d'effluents d'eaux usées urbaines non traitées. Les impacts sur l'écosystème, l'esthétique et la qualité de vie urbaine du port (c.-à-d. sa valeur récréative, sa valeur commerciale et le bien-être de ses habitants) sont donc graves.

Une étude récente de GPI Atlantic (Wilson, 2000b) a évalué les coûts et les avantages de construire quatre nouvelles usines de traitement des eaux usées dans le port, comme le proposait le Halifax Harbour Solutions Plan (HRM, 1999a, 1999b). Bien que la construction de l'infrastructure, qui doit durer 10 ans, soit estimée à 315 millions de dollars et que les frais d'exploitation soient d'environ 8,8 millions de dollars par année, le plan de traitement pourrait permettre de réaliser un **bénéfice net** allant de 38,5 à 392 millions de dollars sur une période de 60 ans. Les améliorations de la qualité de l'eau et de l'attrait esthétique entraîneraient :

(suite sur la page suivante)

- une réduction des risques pour la santé dus aux micro-organismes pathogènes; bien qu'ils n'aient pas été comptabilisés dans l'analyse, il y aurait probablement des avantages économiques découlant d'une réduction des admissions dans les hôpitaux et des coûts de traitement, des pertes de productivité en milieu de travail et à la maison et des pertes de temps consacré aux loisirs;
- une amélioration de la qualité de l'habitat et une augmentation de la probabilité que le port puisse assurer la subsistance de populations d'espèces sauvages saines, telles que le homard et la plie rouge (avantages non comptabilisés);
- la protection de la pêche au homard, actuellement d'une valeur annuelle de 1 million de dollars, et la réouverture de 30 à 50 % des frayères de mollusques et de crustacés (0,23-0,38 million de dollars par année);
- une augmentation de 5-10 % (ou de 116-233 millions de dollars) de la valeur des propriétés;
- une augmentation des recettes du tourisme de 2-3 % (ou de 478-717 millions de dollars); et
- la protection de la capacité de l'écosystème du port à décomposer les nutriments provenant des effluents d'eaux usées (58,1 millions de dollars).

Bien que les « usines de traitement primaire perfectionnées » prévues ne puissent éliminer tous les contaminants des eaux usées urbaines, elles devraient réduire de façon importante les solides en suspension, les matières consommatrices d'oxygène, les contaminants bactériens et les nutriments. En plus de ce plan de traitement, des programmes de réduction à la source, y compris des programmes d'éducation, de législation et d'application des règlements visant les habitations et les exploitations industrielles et commerciales sont également recommandés. Ces programmes limiteraient ou interdiraient le rejet de nombreux contaminants toxiques dans les réseaux d'égouts, ce qui réduirait les coûts d'épuration de l'eau et de traitement des eaux usées et éventuellement les coûts d'assainissement futurs.

Au printemps 2000, le gouvernement fédéral a annoncé un investissement dans l'infrastructure matérielle canadienne d'une valeur totale de 2,6 milliards de dollars sur une période de six ans. Une partie de ces fonds doit être réservée pour les projets sur les « infrastructures écologiques », telles que les initiatives concernant les eaux usées urbaines et les eaux d'égout domestiques. Le gouvernement fédéral a également annoncé un Fonds d'investissement municipal vert de 100 millions de dollars et un Fonds d'habitation municipal vert de 25 millions de dollars pour encourager les municipalités à investir dans les pratiques optimales et les projets environnementaux innovateurs. Ces projets doivent porter sur l'amélioration des installations d'épuration de l'eau et de traitement des eaux usées.

En plus de financer les projets liés à l'approvisionnement en eau et au traitement des eaux usées, le gouvernement fédéral fait preuve de leadership dans la gestion des effluents d'eaux usées en adoptant de saines pratiques de protection de l'environnement et d'ingénierie pour la gestion des eaux usées dans les installations fédérales. Des limites dans l'effluent final ont été fixées pour de nombreux polluants des eaux usées et, en cas de présence de matières non répertoriées dans les eaux d'égout, les limites permises seront déterminées par une méthode rationnelle. Ces directives concernant les effluents sont identiques aux normes établies ou aux exigences des agences de réglementation fédérales, provinciales ou territoriales, ou plus rigoureuses encore (FCEMS WWWG, 2000).

Problèmes persistants et nouveaux problèmes

Ce rapport a porté sur les problèmes liés à la gestion des eaux usées qui sont les plus visibles à l'heure actuelle, mais divers autres doivent également être examinés, et des questions potentiellement importantes se profilent à l'horizon. On se rend de plus en plus compte, par exemple, de la nécessité de traiter les eaux d'égout dans les petites collectivités isolées des régions rurales et du Nord, même si cela pose un certain nombre de problèmes particuliers. Dans les régions fortement peuplées du Sud, une grande partie de l'infrastructure d'approvisionnement en eau et de traitement des eaux usées vieillit et doit être remplacée ou subir des réparations majeures. Il y a également des préoccupations plus récentes, dont celles liées aux substances qui perturbent les fonctions endocriniennes, substances qui, semble-t-il, pourraient être très nocives pour la santé des espèces sauvages et des humains. Elles peuvent s'introduire dans l'environnement de diverses façons, mais les eaux usées urbaines sont l'une des voies les plus importantes.

Vieillissement de l'infrastructure

On croit dans certains milieux que plus de la moitié des canalisations d'eau au Canada devraient être réparées, à un coût approximatif de 6,1 milliards de dollars. Par exemple, l'Ontario Sewer and Watermain Contractors Association a indiqué en 1992 que 25 % du réseau d'approvisionnement en eau de l'Ontario doit être remplacé et que 50 % de ce réseau devra être restauré durant les 60 prochaines années. La dégradation des systèmes de stockage de l'eau et des réseaux de distribution d'eau entraîne des pertes d'eau importantes, qui atteignent parfois 30 % des eaux urbaines utilisées dans les collectivités du Canada. Les usines de traitement des eaux usées se dégradent également et sont surutilisées par des populations grandissantes, ce qui réduit leur efficacité de traitement. Il en résulte des rejets d'eaux usées traitées inadéquatement ou même d'eaux d'égout non traitées quand survient une défaillance de l'équipement ou quand la capacité de traitement de l'installation est dépassée.

Perturbation des fonctions endocriniennes

Le système endocrinien coordonne et régule les communications entre les cellules en libérant des hormones qui servent de messagers chimiques. Les hormones jouent plusieurs rôles importants dans le développement du corps humain et dans le contrôle de ses fonctions. Par exemple, la testostérone et l'oestrogène, des hormones sexuelles, ont une influence déterminante sur le développement des caractéristiques sexuelles du foetus, alors que les hormones thyroïdiennes influent sur le développement du cerveau. Une autre hormone, l'insuline, contrôle la quantité de sucre dans le sang. Certaines substances chimiques synthétiques nuisent toutefois au fonctionnement normal du système endocrinien de diverses façons, souvent en simulant les effets des hormones naturelles ou en bloquant les récepteurs cellulaires auxquels les hormones viennent se fixer. Quand cela se produit, des procédés biologiques importants sont perturbés et il peut en résulter divers effets, dont certains sont prononcés et d'autres à peine perceptibles.

Les substances qui peuvent produire ces effets comprennent les composés organochlorés, qui sont largement utilisés dans les pesticides et les produits chimiques industriels, les composés alkylphénoliques tels que le nonylphénol, qui sont utilisés dans les agents tensio-actifs (composants de certains détergents), et des contaminants chimiques comme les dioxines et les furannes. Étant donné que ces substances ont tendance à être persistantes et bioaccumulables, leurs effets se

manifestent habituellement dans les oiseaux et les poissons, lesquels se situent aux niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire.

Les produits chimiques qui entraînant la perturbation des fonctions endocriniennes s'attaquent surtout au système immunitaire, au cerveau et au système nerveux ainsi qu'à la glande thyroide, mais ce sont les produits chimiques qui simulent les effets de l'oestrogène et perturbent le développement sexuel et la fonction de reproduction qui ont retenu le plus l'attention ces dernières années. Les oiseaux exposés aux produits chimiques et aux insecticides tels que les BPC et le DDT, par exemple, sont beaucoup plus sensibles aux problèmes de reproduction et de malformations physiques. Chez le poisson, l'exposition aux substances entraînant la perturbation des fonctions endocriniennes a été associée à l'apparition de caractéristiques femelles chez les mâles, à des problèmes de reproduction, à l'hypertrophie et à l'hypotrophie de la glande thyroide, ainsi qu'à l'altération des fonctions immunitaires. L'hermaphrodisme a également été abondamment étudié dans les escargots exposés au tributylétain, un agent antisalissure qui était utilisé jusqu'à récemment dans les peintures de bateaux et de coques de navires (Environnement Canada, 1999f).

Les substances entraînant la perturbation des fonction endocriniennes que l'on retrouve couramment dans les effluents urbains comprennent une vaste gamme de produits chimiques industriels et de pesticides, ainsi que de l'œstrogène d'origine naturelle et d'autres hormones provenant de déchets d'origine humaine et animale. Des oestrogènes de synthèse, tels que l'estradiol, qui sont utilisés dans les contraceptifs oraux sont également présents. Des études sur des poissons recueillis en aval d'usines de traitement des eaux d'égout au Royaume-Uni ont montré des signes de perturbation endocrinienne.

Au Canada, l'étendue des effets oestrogéniques attribuables aux effluents d'eaux d'égout n'a pas encore été déterminée. Bien que certaines analyses chimiques des effluents soient en cours, il est trop tôt pour déterminer s'il y a une perturbation endocrinienne dans la faune sauvage ou chez les humains par suite de la présence de produits chimiques dans les effluents d'eaux usées urbaines. Toutefois, si l'on démontre que ceux-ci sont une source importante d'exposition aux substances entraînant la perturbation des fonctions endocriniennes, nous devrons faire face au problème ardu d'élaborer des méthodes visant à réduire leur introduction dans les réseaux d'eaux usées et à en éliminer les résidus de l'effluent. Étant donné que ces substances ne sont généralement présentes qu'en quantités extrêmement minimes, cela sera un grand défi dont les conséquences dépassent largement la technologie du traitement des eaux usées et pourrait nous forcer à procéder à des changements majeurs dans le choix des substances chimiques que nous utilisons et la façon de les utiliser.

4 Conclusion

Les effluents d'eaux usées urbaines demeurent l'une des sources les plus courantes de toute une variété de problèmes locaux de pollution de l'eau dans plusieurs régions du pays. Les fermetures de plages, les restrictions à la récolte des mollusques et des crustacés et la dégradation des habitats aquatiques qui font vivre des espèces moins nombreuses sont les plus évidents de ces problèmes, mais la présence de substances persistantes bioaccumulables dans les eaux usées urbaines peut également contribuer à d'autres problèmes qui ne sont pas immédiatement apparents, sur une plus grande échelle.

Afin de remédier à ces problèmes et de réduire l'impact global des effluents d'eaux usées urbaines sur l'environnement, les Canadiens doivent faire de plus grands efforts et consacrer plus de ressources à la gestion des eaux usées et à l'amélioration de leurs installations de traitement. En premier lieu, cela signifie qu'il faut construire des installations de traitement des eaux usées dans les régions qui en sont présentement dépourvues et améliorer les installations existantes qui ne fournissent pas un niveau de traitement adéquat. Dans de nombreuses collectivités anciennes, la réduction ou l'élimination des TEU est la principale priorité la plus pressante et, dans pratiquement toutes les régions du pays, une meilleure gestion des eaux pluviales est essentielle. L'amélioration des installations de traitement jouera certes un rôle de premier plan pour atteindre ces objectifs, mais il est également important de faire encore plus que les réductions au point de rejet et d'envisager d'autres solutions, telles que la conservation de l'eau, l'utilisation de compteurs ou le recours à une planification qui permettront de mieux gérer les eaux de ruissellement. Ces mesures réduiront non seulement l'impact des effluents d'eaux usées urbaines sur l'environnement, mais également les coûts associés à cet impact.

Références

Alberta Environmental Protection. 1996. *Northern River Basins Study: Report to the Ministers*, 287 p.

Anderson, B.C. et L.-K. Quartermaine. 1998. Tastes and odours in Kingston's municipal drinking water: a case study of the problem and appropriate solutions. Journal of Great Lakes Research 24(4):859-867.

Anderson, D.M. 1994. Eaux colorées et phytoplancton toxique. Pour la science 204:68-76.

Béland, P. 1996. Les bélugas du Saint-Laurent. Pour la science 225:56-63.

Béland, P., S. DeGuise, C. Girard, A. Legace, D. Martineau, R. Michaud, D.C.G. Muir, R.J. Norstrom, E. Pelletier, S. Ray et L.R. Shugart. 1993. Toxic compounds and health and reproductive effects in St. Lawrence béluga whales. Journal of Great Lakes Research 19(4):766-775.

Birtwell, I.K. 1996. Studies on fish in relation to the discharge of effluent from the Iona Island sewage treatment plant, with particular reference to Sturgeon Bank: An historical perspective. Séminaire organisé par Pêches et Océans Canada et Environnement Canada: Présentation de nouvelles informations sur le milieu aquatique de Sturgeon Bank, estuaire de la rivière Fraser, 4 p.

Borchardt, D. et B. Statzner. 1990. Ecological impact of urban stormwater runoff studied in experimental flumes: population loss by drift and availability of refugial space. Aquatic Sciences 52:299-314.

Chambers, P.A. et T. Mills. 1996. Dissolved oxygen conditions and fish requirements in the Athabasca, Peace and Slave rivers: Assessment of present conditions and future trends. Northern River Basins Study Synthesis Report No. 5. Environnement Canada et Alberta Environmental Protection, Edmonton, Alberta.

Chambers, P.A., M. Allard, S.L. Walker, J. Marsalek, J. Lawrence, M. Servos, J. Busnarda, K.S. Munger, K. Adare, C. Jefferson, R.A. Kent et M.P. Wong. 1997. Impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters: a review. Water Quality Research Journal of Canada 32(4):659-713.

Chambers, P.A., M. Guy, E. Roberts, M. Charlton, R. Kent, C. Gagnon, G. Grove et N. Foster. 2001. Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada. Gouvernement du Canada.

CUM (Communauté urbaine de Montréal). 1994. Analyse de la qualité des eaux brutes et de l'eau traitée à la station d'épuration et évaluation du rendement des installations. Env/94.10.06/P2.A. Service de l'environnement, Communauté urbaine de Montréal, Montréal, Québec.

ACEPU (Association canadienne des eaux potables et usées). 2000. Répertoire des sources de contaminants entrants dans les égouts municipaux. 1e éd., 157 p. + annexes.

Dolan, D.M., K.P. McGunagle, S. Perry et E. Voldner. 1993. *Source investigation for Lake Superior.* International Joint Commission, Windsor, Ontario.

Droste, R.L. 1997. *Theory and practice of water and wastewater treatment.* John Wiley and Sons, New York, N.Y., 800 p.

Edsall, T. et M.N. Charlton. 1997. Nearshore waters of the Great Lakes. Document de travail, Conférence sur l'état des écosystèmes lacustres, 1996, 139 p. + appendices.

Ellis, J.B. et J. Marsalek. 1996. Overview of urban drainage: Environmental impacts and concerns, means of mitigation and implementation policies. Journal of Hydraulic Research 34(6): 723-731.

Environnement Canada. 1993. *L'eau travaille pour nous!* Collection Eau douce A-4. Ottawa, Ontario.

Environnement Canada. 1994. L'eau en milieu urbain: consommation d'eau et traitement des eaux usées par les municipalités. Série nationale d'indicateurs environnementaux. Bulletin EDE 94-1. Rapport sur l'état de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa, Ontario.

Environnement Canada. 1997. Review of the impacts of municipal wastewater effluents on Canadian waters and human health. Ecosystem Science Directorate, Environmental Conservation Service, Environnement Canada. Préparé pour le Conseil canadien des ministres de l'Environnement.

Environnement Canada. 1998a. Plan d'action du Fraser : Enjeux urbains. En37-99/1998F-3. Région du Pacifique et du Yukon, 40 p.

Environnement Canada. 1998b. L'eau en milieu urbain: consommation d'eau et traitement des eaux usées par les municipalités. Série nationale d'indicateurs environnementaux. Bulletin EDE 98-4. Rapport sur l'état de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa, Ontario.

Environnement Canada. 1998c. L'état du Saint-Laurent : la contribution des activités urbaines à la détérioration du Saint-Laurent. Environnement Canada, Région du Québec, 16 p.

Environnement Canada. 1999a. Sommaire et mise à jour de l'évaluation scientifique de 1997 concernant les impacts des effluents d'eaux usées municipales (EEUM) sur les eaux canadiennes et la santé humaine, 7 p. (inédit).

Environnement Canada. 1999b. Base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités (MUD). Ottawa, Ontario.

Environnement Canada. 1999c. L'état des Grands Lacs 1999. Environnement Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis, 68 p. + annexes.

Environnement Canada. 1999d. Programme de salubrité des eaux coquillières sur la côte ouest du Canada. Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, 6 p.

Environnement Canada. 1999e. Recommandation de classification. Programme de salubrité des eaux coquillières sur la côte ouest du Canada. Environnement Canada, Région du Québec.

Environnement Canada. 1999f. Substances perturbatrices du système endocrinien présentes dans l'environnement. Fiche d'information d'Environnement Canada, 4 p.

Environnement Canada. 2000. Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Rapport d'évaluation de la liste des substances d'intérêt prioritaire: ammoniac dans le milieu aquatique. Environnement Canada et Santé Canada, 113 p. + annexes.

CFSGE GTGEU (Comité fédéral sur les systèmes de gestion de l'environnement - Groupe de travail sur la gestion des eaux usées). 2000. Méthode proposée pour l'évaluation et la gestion de la qualité des effluents d'eaux usées rejetés par les installations fédérales – Rapport final. Division des recommandations et des normes, Direction de la qualité de l'environnement, Environnement Canada.

Geldreich, E.E. 1978. Bacterial populations and indicator concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes. *In*: G. Berg (éd.), *Indicators of viruses in water and food*. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, p. 51-97.

Gobas, F.A.P.C. et X. Zhang. 1994. Interactions of organic chemicals with particulate and dissolved organic matter in the aquatic environment. *In*: J.L. Hamelink, P.F. Landrum, H.L. Bergman et W.H. Benson (éds.), *Bioavailability: Physical, chemical and biological interactions*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, p. 83-91.

Gouvernement du Canada. 1996. *L'état de l'environnement au Canada* – 1996. Ministre des Approvisionnements et Services (No. de catalogue EN21-54/1996F-IN).

Gouvernement du Manitoba. 1997. Rapport sur l'état de l'environnement du Manitoba : vers un rapport sur le développement durable. Ministère de l'Environnement du Manitoba.

Hall, K.J., D.W. McCallum, K. Lee et R. Macdonald. 1998a. Characterization and aquatic impacts of combined sewer overflows in Greater Vancouver, British Columbia. Water Science and Technology 38(10):9-14.

Hall, K.J., G.A. Larkin, R.H. Macdonald et H. Schreier. 1998b. Water pollution from urban stormwater runoff in the Brunette River watershed, B.C. Report No. 23. Fraser River Action Plan, Environnement Canada, 21 p.

Hamelink, J.L., P.F. Landrum, H.L. Bergman et W.H. Benson (éds.). 1994. *Bioavailability: Physical, chemical and biological interactions*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Harremoes, P. 1988. Stochastic models for estimation of extreme pollution from urban runoff. Water Research 22:1017-1026.

Horner, R.R., J.J. Skupien, E.H. Livingston et H.E. Shaver. 1994. *Fundamentals of urban runoff management: technical and institutional issues*. Terrene Institute, Washington, D.C.

HRM, 1999a. The Halifax Harbour solutions project: Sewage treatment for Halifax Harbour. Halifax Regional Municipality. Halifax, Nouvelle-Écosse.

HRM, 1999b. The Halifax Harbour solutions project provision of sewage treatment: Project description for consideration under the Canadian Environmental Assessment Act (CEAA) coordination regulations. Halifax Regional Municipality. Halifax, Nouvelle-Écosse.

Hvitved-Jacobsen, T. 1982. The impact of combined sewer overflows on the dissolved oxygen concentration of a river. Water Research 16:1099-1105.

Hvitved-Jacobsen, T. 1986. Conventional pollutant impacts on receiving waters. *In*: H.C. Torno, J. Marsalek et M. Desbordes (éds.), *Urban runoff pollution*. Series G: Ecological Sciences, vol. 10. Springer-Verlag, Berlin, p. 345-378.

Inglis, A. et E.L. Davis. 1972. Effects of water hardness on the toxicity of several organic and inorganic herbicides to fish. Technical Paper 67. U.S. Fish and Wildlife Service, Department of the Interior, Washington, D.C. [cité dans Hamelink *et al.* 1994].

Kok, S., P. Seto et D. Wetherbe. The urban drainage program of the Great Lakes 2000 Cleanup Fund. Water Quality Research Journal of Canada 35(3):315-330.

Lijklema, L., J.M. Tyson et A. Lesouf. 1993. Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas: A summary of the INTERURBA '92 workshop conclusions. Water Science and Technology 27:1-29.

Makepeace, D.K., D.W. Smith et S.J. Stanley. 1995. Urban stormwater quality: Summary of contaminant data. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 25:93-139.

Marsalek, J. Données inédites. Institut national de recherches sur les eaux, Burlington, Ontario.

Marsalek, J. 2000. Management of urban wet-weather flow pollution in Canada. Institut national de recherches sur les eaux, Burlington, Ontario (manuscrit à l'examen).

Marsalek, J. et H.O. Schroeter. 1988. Annual loadings of toxic contaminants in urban runoff from the Canadian Great Lakes basin. Water Pollution Research Journal of Canada 23:360-378.

Marsalek, J., W.E. Watt et D. Henry. 1992. Retrofitting stormwater ponds for water quality control. Water Pollution Research Journal of Canada 27:403-422.

Marsalek, J., Q. Rochfort, B. Brownlee, T. Mayer et M. Servos. 1999. An exploratory study of urban runoff toxicity. Water Science and Technology 39(12):33-39.

Mayer, F.L., Jr. et M.R. Ellersieck. 1988. Experiences with single-species tests for acute toxic effects in freshwater animals. Ambio 17:367-375 [cité dans Hamelink *et al.* 1994].

Mayer, F.L., Jr., L.L. Marking, T.D. Bills et G.E. Howe. 1994. Physicochemical factors affecting toxicity in freshwater: Hardness, pH and temperature. *In*: J.L. Hamelink, P.F. Landrum, H.L. Bergman et W.H. Benson (éds.), *Bioavailability: Physical, chemical and biological interactions*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, p. 5-22.

MDEO (Ministère de l'Environnement de l'Ontario). 1999. 1999–2000 Guide pour la consommation du poisson gibier de l'Ontario, 113 p.

Menon, A.S. 1988. Molluscan shellfish and water quality problems in Atlantic Canada. Toxicity Assessment 3:679-686.

Menon, A.S. 2000. Communication personnelle. Protection de l'environnement, Environnement Canada, Région de l'Atlantique.

Nantel, M. 1995. Sewage treatment and disposal in Quebec: Environmental effects. Environment Probe Foundation, EV-532. 36 p.

Nantel, M. 1996. Municipal wastewater pollution in British Columbia. Environment Probe Foundation, EV-536. 34 p.

Nelson, H. 1994. Fecal coliform contamination in Georgia Strait. Shellfish and Aquaculture Program, Environnement Canada, Région du Pacifique et du Yukon, Vancouver, C.-B.

OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 1988. Thirty seven municipal water pollution control plants: Pilot monitoring study. Vol. 1. Interim report. Préparé par Canviro Consultants pour la Direction des ressources en eau du ministère de l'Environnement de l'Ontario, 97 p.

OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 1990. Review of aquatic toxicity and environmental impact of Ontario sewage treatment plant effluents — January 1990. Préparé par Beak Consultants Ltd. pour la Direction des programmes industriels d'Environnement Canada et la Direction des ressources en eau du ministère de l'Environnement de l'Ontario.

OMOE (Ontario Ministry of the Environment). 1993. Report on the 1991 discharges from municipal sewage treatment plants in Ontario. Vol. 1. Summary of performance and compliance, 81 p.

Percy, J.A. 1996. Farming Fundy's fisheries: Aquaculture in the Bay of Fundy. Bay of Fundy Ecosystem Project. Fundy Issues, No. 7, 5 p.

Pickering, Q.H. et C. Henderson. 1964. Acute toxicity of some important petrochemicals to fish. Journal of the Water Pollution Control Federation 35:1419–1429 [cité dans Hamelink *et al.* 1994].

Santé et Bien-être social Canada. 1992. *Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada*. Ottawa, Ontario.

Santé Canada. 1997. *Santé et environnement – Partenaires pour la vie*. Ottawa, Ontario, 224 p.

Santé Canada. 1998. Les protozoaires dans l'eau potable. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada - documentation à l'appui. Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable, 33 p. + annexes.Schroeter, H.O. 1997. Toxic contaminant loadings from municipal sources in Ontario areas of concern. Water Quality Research Journal of Canada 32(1):7-22.

Schueler, T.R. 1987. *Controlling urban runoff: A practical manual for planning and designing urban BMPs*. Washington Metropolitan Water Resources Planning Board, Washington, D.C.

Statistique Canada. 1997. *Econnexions, pour lier l'environnement et l'économie. Indicateurs et statistiques détaillées*. Statistique Canada (N° 16-200-XKF au catalogue).

Statistique Canada. 2000. *L'activité humaine et l'environnement*, 317 p.

Thompson, S. 1992. *Estimating loadings of eighteen persistent toxics to Lake Ontario*. Conservation et Protection, Environnement Canada, Région de l'Ontario.

TRNEE (Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie). 1996. L'état du débat sur l'environnement et l'économie : les services des eaux et des eaux usées au Canada, 43 p.

Waller, D.H. 1969. Combined sewers in Canada. Engineering Journal 52:22-30.

Waller, D.H. et Z. Novak. 1981. *Municipal pollutant loadings to the Great Lakes from Ontario communities*. Research Report No. 94. Canada-Ontario Agreement on Great Lakes Water Quality, Ministère de l'Environnement, Ottawa, Ontario.

Welch, E.B. 1992. Ecological effects of wastewater: Applied limnology and pollutant effects, 2e éd. Chapman and Hall, New York, N.Y., 425 p.

Wigle, D.T. 1998. Une eau potable saine: Un défi pour la santé publique. Maladies chroniques au Canada 19(3):116-121.

Wilson, S.J. 2000a. The GPI water quality accounts: Nova Scotia's water resource values and the damage costs of declining water resources and water quality. GPIAtlantic, 178 p.

Wilson, S.J. 2000b. The GPI water quality accounts: The costs and benefits of sewage treatment and source control for Halifax Harbour. GPIAtlantic, 63 p.

Yukon Department of Renewable Resources et Environnement Canada. 1996. *Yukon State of the Environment Report* 1995.

Glossaire

Accumulation Stockage et concentration de substances chimiques dans les sédiments aquatiques à des niveaux supérieurs à ceux relevés dans l'eau. Voir également « bioaccumulation ».

Aérobie Se dit d'un milieu contenant de l'oxygène ou d'un procédé qui utilise de l'oxygène.

Agent tensio-actif Composé organique que l'on retrouve dans les détergents qui accroît les propriétés mouillantes d'un liquide en réduisant la tension superficielle de ce liquide. Certains agents tensio-actifs sont soupçonnés de perturber le système endocrinien.

Ammoniac (NH_3) Combinaison chimique d'azote et d'hydrogène très répandue dans la nature. Gaz soluble dans l'eau qui se comporte comme une base faible. Il peut être toxique pour la vie aquatique.

Ammonium (NH_4^+) Acide conjugué de l'ammoniac qui est ionisé positivement. Forme prédominante quand le pH est faible.

Anaérobie Se dit d'un milieu dépourvu d'oxygène ou d'un procédé qui n'utilise pas d'oxygène.

Azote (N) Élément nutritif clé des végétaux aquatiques et terrestres. On le retrouve sous diverses formes (NO_2^-, NO_3^-, NH_3, NH_4^+).

Bactérie coliforme Bactérie utilisée pour détecter la présence de micro-organismes pathogènes. Voir également « coliformes fécaux ».

Bioaccumulation Absorption et rétention par les végétaux et les animaux des substances chimiques présentes dans l'environnement et les aliments.

Bioamplification Augmentation cumulative de la concentration d'une substance persistante à mesure que l'on monte dans la chaîne alimentaire.

Biodisponibilité Dans le cas d'une substance chimique, partie de la quantité totale qui se trouve dans le milieu environnant (p. ex., l'eau, les sédiments) et qui peut être absorbée par les végétaux et les animaux.

Biphényles polychlorés (BPC) Classe de substances organiques persistantes pouvant se bioaccumuler dans la chaîne alimentaire et causer l'inhibition de la reproduction. On soupçonne que les BPC sont cancérogènes.

Charge Quantité totale d'un polluant rejetée dans un plan d'eau par unité de temps (en kilogrammes par jour). Cette quantité se calcule en multipliant la concentration moyenne du polluant présent dans l'effluent par le débit moyen de l'effluent.

Chloration Addition de chlore ou de composés chlorés à l'eau potable ou aux eaux usées, généralement pour fins de désinfection, mais également pour oxyder les composés indésirables ou supprimer les odeurs.

Coliformes fécaux Groupe de bactéries que l'on retrouve surtout dans les intestins des humains et d'autres vertébrés et qui sont éliminées dans les matières fécales. Elles sont utilisées comme indicateurs de la présence de micro-organismes pathogènes.

Contamination Introduction de micro-organismes pathogènes ou indésirables, de toxines et d'autres substances nocives qui rendent l'eau, l'air, le sol ou le biote impropres à l'utilisation.

Déchloration Élimination partielle ou totale du chlore résiduel dans les eaux usées par tout procédé physique ou chimique.

Demande biochimique en oxygène (DBO) Mesure de la quantité d'oxygène (en milligrammes par litre) nécessaire à l'oxydation biochimique de la matière organique dans l'obscurité durant une période donnée et à une température donnée.

Désinfection Destruction à l'aide d'un désinfectant des bactéries, virus et protozoaires pathogènes se retrouvant dans les réserves d'eau potable ou les effluents d'eau usées.

Eau brute ou non traitée Eau qui n'a encore subi aucun traitement pour la rendre potable et/ou acceptable à d'autres usages.

Eau pluviale Eau de pluie ou de fonte des neiges qui s'accumule avant de pénétrer dans un plan d'eau ou de s'infiltrer dans le sol.

Eau réceptrice Rivière, lac, océan ou autre plan d'eau dans lequel les eaux usées ou l'effluent traité sont déversés.

Eaux d'égout Voir « eaux usées ».

Eaux d'égout brutes ou non traitées Eaux d'égout qui n'ont subi aucun traitement.

Eaux usées Eaux utilisées par une collectivité ou une industrie, qui comprennent les eaux de ruissellement et les eaux de déversoirs d'égout unitaire.

Effet cumulatif Changement dans un organisme et/ou un écosystème résultant d'une suite d'interventions ou d'impacts successifs.

Effluent Mélange complexe de déchets liquides rejetés dans l'environnement.

Effluent urbain Effluents d'usines de traitement des eaux usées urbaines, de déversoirs d'égout unitaire et de déversoirs d'orage.

Égout pluvial Égout servant à la collecte et au transport des eaux pluviales, des eaux de surface et des eaux de drainage du sol, mais non des eaux usées domestiques ou industrielles.

Égout séparatif Égout servant à la collecte et au transport des eaux usées provenant des habitations, des immeubles commerciaux, des établissements et des petites industries, mais n'incluant pas les eaux pluviales ni les eaux de ruissellement.

Égout unitaire Égout conçu pour recevoir les eaux usées et les eaux de ruissellement.

Escherichia coli Espèce de bactéries utilisées comme indicateurs de la présence de micro-organismes pathogènes. Abréviation : *E. coli*.

Eutrophisation Augmentation de la productivité des végétaux, du phytoplancton et des micro-organismes qui résulte d'un ajout de nutriments (azote et phosphore). Un ajout modéré de nutriments peut accroître la production de poissons et d'insectes aquatiques larvaires. Un ajout élevé peut entraîner une production excessive de végétaux, réduire la transparence de l'eau, abaisser la concentration en oxygène et, dans certains cas, tuer le poisson.

Gastroentérite Inflammation de la muqueuse gastrique et intestinale.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) Substances organiques comportant au moins deux noyaux benzéniques condensés. Plusieurs HAP sont des cancérogènes potentiels ou présumés.

Maladie gastro-intestinale Maladie bénigne entraînant une inflammation de l'estomac et des intestins, qui peut provoquer des crampes d'estomac, des maux de tête, des vomissements et la diarrhée.

Nitrate (NO_3^-) Substance contenant de l'azote qui peut se retrouver dans l'atmosphère ou sous la forme d'un gaz dissous dans l'eau. Dans l'eau, les nitrates peuvent avoir des effets nuisibles sur les humains et les animaux et sont des éléments nutritifs pour les végétaux.

Nitrite (NO_2^-)	Intermédiaire dans la transformation bactérienne de l'ammoniac ou de l'ammonium en nitrate.
Ozone	Gaz constitué d'oxygène. On l'introduit dans l'eau ou les eaux usées pour fins de désinfection, d'oxydation ou d'élimination des odeurs.
Paramètres courants (ou polluants classiques)	Mesures courantes effectuées dans la plupart des usines de traitement des eaux usées urbaines sur les eaux d'égout brutes et sur l'effluent traité, incluant la demande biochimique en oxygène, le total des solides en suspension, la turbidité, le pH, la température, le phosphore total, l'azote total, les organismes microbiens et les sulfures.
Perturbation endocrinienne (substance entraînant la)	Substance qui nuit aux communications normales entre le messager et le récepteur dans la cellule, de sorte que le message chimique n'est pas interprété correctement.
Phosphore (P)	Élément nutritif important pour les végétaux aquatiques et terrestres.
Point d'émission (ou point de rejet)	Source de pollution distincte et identifiable, telle qu'un émissaire d'une usine de traitement des eaux usées urbaines ou un égout pluvial.
Recommandations pour la qualité de l'eau	Limites numériques ou énoncés textuels auxquels il est recommandé de se conformer afin de protéger certaines utilisations de l'eau : eau potable, eau douce et vie marine, irrigation des récoltes, abreuvement des animaux de ferme et aménagements récréatifs d'ordre esthétique.
Réseau d'égouts séparatifs	Réseau dans lequel les eaux de ruissellement urbaines sont transportées par des égouts pluviaux alors que les eaux d'égout urbaines sont transportées par des égouts séparatifs.
Ruissellement	Partie des précipitations qui s'écoule à la surface d'un bassin versant pour atteindre un plan d'eau, un drain ou un égout.
Système endocrinien	Chez les animaux, système qui contrôle les événements au niveau cellulaire par des changements dans la concentration des hormones dans l'appareil circulatoire.
Total des solides en suspension (TSS)	Solides insolubles flottant à la surface de l'eau ou des eaux usées, ou en suspension dans celles-ci. Le TSS est une mesure de la quantité de particules dans un échantillon d'eau. Synonyme : matières en suspension.
Toxicité	Degré de nuisance d'une substance pour la santé ou le bien-être d'un organisme.
Toxicité aiguë	Effet nocif produit durant une courte période d'exposition, généralement de 24 à 96 heures.

Toxicité chronique Effet nuisible produit après une exposition prolongée, dépassant généralement 96 heures. L'effet résultant peut être la mort, bien que les effets sublétaux (p. ex., inhibition de la reproduction ou de la croissance) soient plus courants.

Traitement primaire Traitement des effluents consistant à enlever les grosses particules au moyen de tamis, et à extraire ensuite les sédiments et les matières organiques dans des bassins de décantation.

Traitement secondaire Traitement des effluents qui suit le traitement primaire. Combinaison de procédés biologiques ou chimiques et de méthodes mécaniques et/ou gravitationnelles pour éliminer les matières dissoutes et colloïdales et les matières en suspension.

Traitement tertiaire Procédé ultime de traitement des effluents qui réduit davantage la concentration des substances en suspension et des substances dissoutes dans les effluents secondaires au moyen de filtres, d'agents de précipitation chimique ou de procédés biologiques.

Trihalométhanes (THM) Groupe de composés chimiques qui sont des sous-produits de la désinfection au chlore, dont le chloroforme, le bromodichlorométhane, le chlorodibromométhane et le bromoforme.

Trop-plein d'égout unitaire Évacuation de l'excédent d'eau d'un égout unitaire dans un plan d'eau voisin par temps humide quand la capacité des égouts est insuffisante.

Turbidité Mesure de la transparence de l'eau.

Usine de traitement des eaux usées urbaines (UTEUU) Installation constituée de bassins, de tamis, de filtres et d'autres dispositifs utilisés pour éliminer les polluants de l'eau. Synonyme de station d'épuration des eaux d'égout, d'installation de traitement des eaux usées et d'usine d'épuration ou de dépollution de l'eau.

Renseignements supplémentaires

Pour de plus amples renseignements sur les questions liées aux effluents d'eaux usées urbaines, on se reportera aux sources suivantes :

Niveau national :

Programme d'action national du Canada pour la protection du milieu marin contre la pollution due aux activités terrestres (PAN) : *www.ec.gc.ca/marine*

Association canadienne des eaux potables et usées : *www.cwwa.ca/f_index.htm*

Recommandations pour la qualité des eaux au Canada : *www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe*

Initiatives des écosystèmes : *www.ec.gc.ca/ecos_f.html*

Série nationale d'indicateurs environnementaux, Bulletin EDE – L'eau en milieu urbain : consommation d'eau et traitement des eaux usées par les municipalités : *www.ec.gc.ca/ind/home/default/1.htm*

Site Web sur les eaux douces : *www.ec.gc.ca/water/index.htm*

Site Web d'Infrastructures Canada : *www.tbs-sct.gc.ca/ino-bni/Main/main_f.asp*

Site Web de la Base de données sur l'utilisation de l'eau par les municipalités (MUD) : *www3.ec.gc.ca/MUD/fre/default.cfm*

Les mollusques et la qualité de l'eau : *www.ns.ec.gc.ca/epb/factsheets/sfish_wq.html*

Région du Pacifique et du Yukon :

Site Web du ministère des Pêches et des Océans sur les biotoxines des mollusques et des crustacés : *www.pac.dfo-mpo.gc.ca/ops/fm/shellfish/Biotoxins/biotoxins.htm*

Réduction de la pollution de l'eau par des sources non ponctuelles en Colombie-Britannique : *www.elp.gov.bc.ca/wat/wq/bmp_c/npsaction.html*

Plan de gestion des déchets liquides de la région de la capitale nationale : *www.crd.bc.ca/eng/lwmp*

Site Web sur les eaux d'égout du district régional du Grand Vancouver : *www.gvrd.bc.ca/services/sewers/index.html*

Région des Prairies et du Nord :

Traitement des eaux usées dans la ville d'Edmonton : *www.gov.edmonton.ab.ca/am_pw/drainage_services/wastewater_treatment.html*

Site Web sur les eaux usées de la ville de Calgary : *www.gov.calgary.ab.ca/wwd/AboutWWD.html*

Usine de traitement des eaux d'égout de la ville de Regina : *www.cityregina.com/content/info_services/environmental/sewage.shtml*

Services d'approvisionnement en eau et de traitement des eaux d'égout de la ville de Winnipeg : *www.city.winnipeg.mb.ca/interhom/stats/#water*

Région de l'Ontario :

Agence ontarienne des eaux : *www.ocwa.com*

Site Web sur les réseaux d'égout et les réseaux de drainage de la ville de Toronto : *www.city.toronto.on.ca/sewers/index.htm*

Protection du milieu aquatique de la ville d'Ottawa : *city.ottawa.on.ca/city_services/waterwaste/27_2_3_fr.shtml*

Région du Québec :

Réseau d'échange de la qualité de l'eau Grands Lacs /Saint-Laurent : *http://biosphere.ec.gc.ca/cea/bios/bios-fset7_f.html*

Communauté urbaine de Montréal – Station d'épuration des eaux usées : *www.cum.qc.ca/cum-fr/station/accustaf.htm*

Région de l'Atlantique :

Halifax Harbour Solutions Project : *www.region.halifax.ns.ca/harboursol/index.html*

Appendice

Appendice 1. Constituants biologiques, chimiques et physiques des effluents d'eaux usées

Type de constituants	Exemples
Biologiques	Bactéries Coliformes fécaux (*Escherichia coli, campylobactérie*), etc. *Salmonella*, etc. Virus Virus de l'hépatite A, etc. Protozoaires *Giardia*, etc. *Cryptosporidium*, etc.
Chimiques	Éléments nutritifs Phosphore Azote (nitrates, nitrites, ammoniac, etc.) Substances organiques Pesticides (toxaphène, DDT/DDE, etc.) Agents tensio-actifs (nonylphénol, etc.) Solvants chlorés (tétrachloroéthylène, trichloroéthylène, etc.) Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) Biphényles polychlorés (BPC) Substances entraînant la perturbation des fonctions endocriniennes (BPC, dioxines, furannes, contraceptifs, nonylphénol, etc.) Substances inorganiques Métaux (mercure, cadmium, cuivre, fer, plomb, nickel, zinc) Chlorures et chlore Cyanures Huiles et graisses Demande biochimique en oxygène (matières organiques, etc.)
Physiques	Solides en suspension Débris Sables